



INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA
Programa de Pós-Graduação em Ecologia



**Efeitos da insularização sobre guildas de aves em ilhas do
reservatório da UHE Balbina na Amazônia brasileira**

MARCO AURÉLIO DA SILVA

Manaus, AM
Agosto de 2010

MARCO AURÉLIO DA SILVA

**Efeitos da insularização sobre guildas de aves em ilhas do
reservatório da UHE Balbina na Amazônia brasileira**

ORIENTADORA: MARINA ANCIÃES

**Dissertação apresentada ao Instituto Nacional
de Pesquisas da Amazônia, como parte dos
requisitos para obtenção do título de Mestre
em Biologia (Ecologia).**

**Manaus, AM
Agosto de 2010**

Pareceres dos membros das bancas examinadoras

Avaliadores	Pareceres
Dra. Cintia Cornélius	aprovado com correções
Dr. Eduardo Venticinque	aprovado com correções
Dr. Gonçalo Ferraz	aprovado com correções
Dra. Tânia Margarete Sanaiotti	aprovado
Dr. Paulo.Estefano Dineli Bobrowiec	aprovado
Dr. Renato Cintra Soares	aprovado

S586

Silva, Marco Aurélio da
Efeitos da insularização sobre guildas de aves em ilhas do
reservatório da UHE Balbina na Amazônia / Marco Aurélio da Silva.--

-

Manaus : [s.n.], 2010.
xi, 96 f. : il.

Dissertação (mestrado)-- INPA, Manaus, 2010
Orientador : Marina Anciães
Área de concentração : Ecologia

1. Aves – Ecologia. 2. Fragmentos florestais – Amazônia. 3.
Usina Hidrelétrica de Balbina (AM). 4. Reserva Biológica do Uatumã.
I. Título.

CDD 19. ed. 598.045

Sinopse:

Avaliamos os efeitos da insularização sobre algumas guildas de aves em ilhas do reservatório da UHE Balbina, em função das métricas espaciais dos remanescentes.

Palavras chave:

Fragmentação de habitat, ornitologia, ecologia, Usina hidroelétrica

Agradecimentos

À doutora Marina Anciães pela competente e dedicada orientação a esse trabalho e pela amizade e confiança de sempre.

À doutora Luiza Magalli Henriques pelo apoio proveniente de seu projeto e por acreditar em meu trabalho.

Ao INPA pela oportunidade de realização do mestrado e ao CNPq pela concessão da bolsa de estudos.

Ao CNPq e a gerência da Reserva Biológica do Uatumã pelo financiamento e apoio ao projeto.

Aos revisores do plano de mestrado, Renato Cintra, Mário Cohn-Haft, Augusto Piratelli, Tânia Sanaiotti, José Luis Camargo e Sérgio Borges pelas preciosas sugestões.

A todos os servidores da Rebio Uatumã pelo grande apoio a esse trabalho. Em especial aos amigos Caio Pamplona, Bruno Pereira, César Chiroso, Paulo Bonassa, Ribamar, e Dona Maristela.

À equipe de campo que enfrentou com bravura muitos dias de trabalho árduo.

Obrigado aos amigos Dalmar, Joelson, Valdemir, Sebastião e Bruno Carvalho.

À Shanna, Maíra, Carlos André, Carine e Gabriela pelo auxílio nos primeiros passos em Balbina e pelo companheirismo nos dias de campo.

Aos colegas do PGEco INPA e do LABECA INPA pela amizade.

À Denise, Paula, Gabriel e Demétrius pela amizade, coleguismo e bom convívio nesses mais de dois anos de lar compartilhado.

À minha família pelo apoio incondicional durante minha trajetória e por encarar firmemente a distância nesses dias. Em especial à minha mãe Célia pelo exemplo, pela luta e pela força de sempre!

Ao meu amor Renata que mesmo distante esteve comigo, me apoiando durante todo esse tempo. Obrigado por seu amor incondicional!

Dedico esse trabalho ao Professor Euclides Fontoura da Silva Júnior *in memoriam*.

Resumo

Uma das modificações ambientais de origem antrópica mais intensas sobre os ecossistemas é a fragmentação de habitats, que é apontada como uma das maiores ameaças à manutenção da biodiversidade. Na Amazônia extensas áreas florestais também são transformadas em paisagens fragmentadas, cujos remanescentes estão isolados por diferentes tipos de ambientes. Embora a formação dos reservatórios de usinas hidroelétricas seja importante fator de fragmentação florestal na Amazônia, poucos são os estudos dedicados ao tema na região. Efeitos deletérios da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves em particular foram observados em estudos em florestas equatoriais neotropicais sendo que a matriz aquática circundante aos fragmentos florestais é importante barreira à ocupação de espécies nesses remanescentes. O presente estudo teve como objetivo avaliar os efeitos da fragmentação em função das métricas espaciais locais sobre algumas guildas de aves em 27 ilhas das cerca de 3.500 formadas na represa da Hidroelétrica de Balbina. As ilhas, selecionadas por semelhança na estrutura vegetacional, possuem áreas entre 4.7 a 1815 ha e distintos níveis de isolamento em relação a outras ilhas e às áreas de florestas contínuas nas margens do reservatório. Amostrei 172 pontos pelos métodos de censo auditivo e *play back*, sendo 142 em ilhas e 30 em áreas de floresta contínua. A área e o isolamento das ilhas foram diretamente relacionados à riqueza de espécies e à abundância de indivíduos da avifauna estudada, sendo que as guildas mais afetadas pela insularização foram as insetívoras e onívoras de solo. Das 55 espécies estudadas 39 puderam ter suas probabilidades de ocupação estimadas para a área de estudo em função das métricas espaciais. Houve menor riqueza e abundância em subconjuntos de ilhas agrupadas por área em comparação às amostras em floresta contínua. Subconjuntos de ilhas em geral apresentaram equivalência em riqueza e abundância a ilhas únicas de tamanhos semelhantes.

Abstract

One of the more intense anthropogenic environmental changes on ecosystems is habitat fragmentation, which is identified as a major threat to biodiversity throughout the world. In the Amazon forest wide areas are also transformed in fragmented landscapes, which remnants are isolated by different types of environments. Although the formation of the reservoirs of hydroelectric plants is an important factor of forest fragmentation in the Amazon, there are few studies devoted to the subject in the region. Deleterious effects of forest fragmentation on bird communities in particular have been observed in Neotropical rainforests studies, indicating that the water matrix surrounding forest fragments may be an important barrier to species occupation in these remaining. This study aimed to evaluate the effects of fragmentation on the basis of metric space on some local guilds of birds on 27 islands of about 3500 formed in the hydroelectric reservoir of Balbina. The islands, selected by similarity in vegetation structure, have areas between 4.7 to 1815 ha and different levels of isolation from other islands, and areas of continuous forest surrounding the reservoir. I sampled 172 points by auditive census and playback methods, being 142 in islands and 30 in areas of continuous forest. The area and isolation of the islands were directly related to species richness and abundance of studied birds, and the most affected guilds by insularization were insectivorous and soil omnivorous. Of the 55 studied species, 39 might have their chances of occupancy estimated for the study area according to the metrics. There was a lower richness and abundance in sub-sets of islands grouped by area compared to samples in continuous forest. In general, sub-sets of islands had similar richness and abundance on the single islands of similar size.

Lista de tabelas

Tabela 1: Abundância média por ilha no reservatório da UHE Balbina.....	44
Tabela 2: Resultados de regressão múltipla para riqueza acumulada, abundância média e composição por ilha amostrada.....	50
Tabela 3: Resultados de regressão múltipla para riqueza acumulada e abundância média por guilda por ilha amostral.....	50
Tabela 4: Comparações de riqueza acumulada e abundância média por ilha entre floresta contínua e subconjuntos de ilhas através de teste de Anova (<i>one way</i>).....	52
Tabela 5: Comparação por teste de Anova (<i>one way</i>) da riqueza e abundância por ponto amostral entre agrupamentos de ilhas próximas e ilhas únicas de área equivalente.....	52
Tabela 6: Estimativas dos parâmetros do principal modelo de máxima verossimilhança e estimativa de pontos ocupados para cada espécie na área de estudo.....	53
Tabela 7: Os cinco principais modelos da análise de máxima verossimilhança para cada espécie na área de estudo em ordem decrescente de importância..	54
Tabela 8: Métricas espaciais e localização das áreas de amostragem.....	79

Lista de figuras

Figura 1: Mapa do reservatório da Usina hidroelétrica de Balbina, Amazonas, Brasil. Em destaque as ilhas amostradas e as áreas amostrais em floresta contínua (pontos).....	59
Figura 2: Dendrograma de similaridades de composição entre as ilhas amostradas.....	60
Figura 3: Regressão robusta da riqueza acumulada, riqueza média e abundância média da avifauna estudada em relação à área das ilhas amostradas.....	60
Figura 4: Regressão robusta da riqueza acumulada, riqueza média e abundância média em relação às métricas de isolamento: Índice de proximidade média (MPI) e Distância média às áreas adjacentes (MNN).....	61
Figura 5: Comparação da riqueza acumulada e abundância média da avifauna entre subconjuntos de ilhas agrupadas por tamanho e as áreas de floresta contínua.....	62
Figura 6: Comparação da riqueza entre os pontos amostrais.....	63
Figura 7: Comparação de abundância máxima por ponto amostral.....	64
Figura 8: Distribuição de abundâncias médias por espécie para subconjuntos de ilhas agrupadas por tamanho e amostras de floresta contínua.....	65
Figura 9: Gráficos dos principais modelos de ocupação para as espécies que apresentam ocupação relacionada às áreas das ilhas amostradas.....	66
Figura 10: Gráficos dos principais modelos de ocupação para as espécies que apresentam ocupação relacionada às métricas espaciais: Índice de proximidade média (MPI) e Distância média às áreas adjacentes (MNN).....	67
Figura 11: Gráficos dos principais modelos de ocupação para as espécies que apresentam ocupação relacionada às métricas espaciais: Menor distância ao continente (DC) e Menor distância ao rio (DR).....	68
Figura 12: Gráficos da probabilidade de ocupação média por guilda estudada em subconjuntos de ilhas agrupadas tamanho.....	69
Figura 13 Mapa dos conjuntos de ilhas comparativas.....	81

Sumário

Introdução geral.....	1
Objetivos.....	5
Artigo.....	6
Resumo.....	7
1. Introdução.....	8
2. Métodos.....	11
2.1 Área de estudo.....	11
2.2 Objeto de estudo.....	12
2.2 Delineamento amostral.....	13
2.3 Caracterização das métricas espaciais.....	16
2.4 Análise de dados.....	17
3. Resultados.....	20
4. Discussão.....	24
4.1 Efeito das métricas espaciais sobre a avifauna.....	25
4.2 Efeito das métricas espaciais sobre as guildas.....	31
5. Conclusão.....	34
6. Referências.....	34
Conclusão geral.....	69
Referências.....	69
Apêndice I.....	80
Apêndice II.....	81

Introdução geral

A conservação da biodiversidade é um dos maiores desafios atuais, devido aos elevados nível e velocidade das modificações de origem antrópica sobre os ecossistemas. Uma das modificações mais evidentes é a fragmentação de habitats, que é apontada como uma das maiores ameaças à manutenção da biodiversidade por todo o mundo (Terborgh 1974, Wilcox & Murphy 1985, Saunders et al. 1991, Laurance et al. 2009).

Nas últimas décadas, extensas áreas de florestas na Amazônia foram também transformadas em paisagens fragmentadas, cujos remanescentes estão isolados por diferentes tipos de ambientes (Fearnside 1989, Nepstad et al. 1999). Essa realidade possibilitou importantes estudos sobre fragmentação na região que em geral foram desenvolvidos em remanescentes florestais cujas matrizes são utilizadas em atividades agropecuárias (Lovejoy et al. 1986, Laurance et al. 2002).

A formação dos reservatórios de usinas hidroelétricas, por inundar grandes extensões de terra, pode isolar ilhas de habitat nativo com distintas configurações dentro de uma matriz aquática, e embora seja um importante fator de fragmentação florestal na Amazônia (Laurance & Bierregarrd 1997, Fearnside 2005) apenas recentemente os estudos dedicados ao tema sob essas condições tem sido mais numerosos, porém poucos possuem informações comparativas anteriores a inundação das áreas (e.g. Willis 1974, Terborgh et al. 1997, Shahabuddin & Terborgh 1999, Cosson et al. 1999b). Na Amazônia brasileira esses estudos são ainda mais recentes e estão bastante concentrados nos reservatórios da Usina Hidroelétrica de Balbina (e.g. Borges 2007, Ferreira 2007, Bittencourt 2008, Souza 2009) e Tucuruí (Lima, 2008).

O debate no campo dos efeitos da fragmentação tem como modelo conceitual básico a Teoria de Equilíbrio da Biogeografia de Ilhas (MEBI) de MacArthur & Wilson (1963), e sua aplicabilidade à conservação, numa tentativa de modelagem e predição das consequências gerais da fragmentação (Saunders et al.1991, Whittaker & Fernández-Palacios 2007, Laurance 2008). O MEBI, baseado em estudos sobre comunidades de aves em arquipélagos naturais, prediz que o número de espécies diminui como consequência da diminuição da área e do aumento do isolamento das

ilhas, e que o tamanho médio de uma população é determinado pela área da ilha e pelo número de espécies que ocorrem na mesma. O modelo de equilíbrio proposto entre as taxas de migração e extinção é então determinado pela relação espécie-área e pelo efeito da distância entre as ilhas e o continente (MacArthur & Wilson 1963).

Os preceitos do MEBI e os estudos sobre os efeitos da fragmentação e da heterogeneidade de habitats como indicadores de riqueza de espécies, levaram ao debate denominado de “SLOSS” (“*Single Large or Several Small*”). Essa discussão surgiu da necessidade de conservação de paisagens fragmentadas, dos efeitos do tamanho, forma e isolamento das áreas remanescentes e da heterogeneidade de habitats nelas contidas sobre a dinâmica da biota, tratando sobre o aperfeiçoamento da configuração das reservas com fins conservacionistas. O acirrado debate teve duas vertentes bastante antagônicas. A generalização dos preceitos do MEBI para a delimitação de áreas de conservação em paisagens fragmentadas introduzida por Diamond (1975) foi fortemente criticada pelos que defenderam que tal generalização poderia ser prejudicial à conservação (Whittaker & Fernández-Palacios 2007). Essa generalização prevê que áreas maiores, menos isoladas e mais conectadas devem ser priorizadas, pois abrigariam maior número de espécies do que as áreas menores e mais isoladas (Diamond 1975, 1976). Seus críticos argumentaram que essa generalização não leva em consideração particularidades dos organismos e nem a heterogeneidade de habitats que podem estar contidos em pequenas áreas dispersas na paisagem. Essas áreas menores poderiam abrigar conjuntamente maior número de espécies, e se fossem preteridas em relação às áreas maiores se poderia chegar ao contrario dos objetivos de conservação com a perda de espécies (e.g. Simberloff et al. 1976).

Nesse contexto, as alterações na paisagem pela fragmentação, como o tamanho, a forma, o grau de isolamento e a distribuição espacial dos remanescentes, afetariam diretamente as comunidades (Fahrig & Merriam 1985, Debinski & Holt 2000). As hipóteses do MEBI prevêem que tais alterações impõem mudanças na riqueza, abundância, densidade e ocupação da biota, que ocorrem principalmente devido a alterações no balanço entre colonização e extinção nos remanescentes (Haila et al. 1993, Whittaker & Fernández-Palacios 2007). Esses reflexos foram demonstrados nos mais distintos níveis tróficos e grupos taxonômicos como, por exemplo, entre plantas

(e.g. Scariot 1999, Wright & Duber 2001, Bruna 2002), invertebrados (e.g. Didham et al. 1998, Shahabuddin & Terborgh 1999, Caley et al. 2001) e vertebrados tetrápodes (e.g. Karr 1982, Jullien & Thiollay 1996, Cosson et al. 1999a, Fournier-Chambrillon et al. 2000, Nascimento & Laurance 2006).

Essas modificações nas comunidades ocorreriam em consequência da redução do tamanho e da heterogeneidade de habitats e do aumento do isolamento entre os ambientes remanescentes, decorrentes da fragmentação. Em consequência, devido a uma redução no tamanho de populações, se pode esperar uma mais intensa depressão da variabilidade genética, maior suscetibilidade a perdas estocásticas de indivíduos, aumento da pressão de predação, competição, parasitismo, redução na disponibilidade de recursos alimentares e de locais de reprodução, elevando as taxas de extinção de populações e de espécies (Gilpin & Soulé 1986, Pimm et al. 1988, Hanski 1998 Anciães & Marini 2000) Os fragmentos também estão sujeitos ao aumento dos efeitos de borda devido à maior exposição de suas áreas periféricas à ação de elementos bióticos e abióticos, que tem como conseqüências principais alterações estruturais dos microambientes, das condições microclimáticas e o aumento da predação (Yahner 1988, Saunders et al. 1991, Terborgh 1992, Bierregaard . et al. 1992, Peres 2001). Indiretamente, podem ocorrer modificações nas relações entre os organismos, por exemplo, mudanças no recrutamento de novos indivíduos em determinadas populações em decorrência de substanciais modificações na relação predador-presa (Terborgh 1992, Terborgh et al. 1997, Bruna 2002).

Como o conceito de fragmentação implica que os habitats remanescentes estejam isolados por áreas que funcionam como ambientes hostis aos organismos (McIntyre & Barret 1992), por dificultarem ou impedirem o estabelecimento de indivíduos ou servirem de barreiras ao deslocamento dos mesmos (Saunders 1991, Develey & Stouffer 2001), as características dessa matriz circundante aos remanescentes serão decisivas na dinâmica das populações e das comunidades expostas aos habitats fragmentados, influenciando inclusive na re-colonização da biota em dependência, por exemplo, do estágio sucessional da vegetação circundante ou mesmo das atividades humanas desenvolvidas (Gascon et al. 1999, Borges & Stouffer 1999, Borges & Guilherme 2000).

Assim, o nível de heterogeneidade da matriz e as respostas dos organismos aos seus diferentes tipos podem ter maior influência nos deslocamentos de indivíduos entre os remanescentes que as características dos remanescentes em si, como tamanho e isolamento (Bender & Fahrig 2005). Dessa forma em áreas cuja matriz seja bastante homogênea, não permita a ocupação ou o deslocamento de espécies com baixo potencial de dispersão, e onde não exista a influência de vegetação em recuperação, é esperada a depauperação das comunidades locais de modo mais acentuado ao longo do período pós-isolamento, como reflexo da diminuição da migração entre os remanescentes.

Efeitos deletérios da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves em particular, foram observados em estudos em florestas equatoriais neotropicais (e.g. Willis 1974, Bierregaard Jr. & Lovejoy 1989, Blake et al. 1990), sendo em alguns casos a comunidade mantida ou parcialmente restabelecida em dependência do estado de sucessão vegetal das áreas periféricas aos fragmentos (Bierregaard Jr. & Stouffer 1997, Borges & Stouffer 1999, Aleixo 2001). Estimativas revelam que alguns grupos de aves são extremamente sensíveis a fragmentação de habitats e dão conta de que metade das espécies ocorrentes em remanescentes podem ser extintas em cerca de 15 anos (Aleixo & Vielliard 1995), sendo que na Amazônia esses níveis de perdas possam ocorrer mesmo em remanescentes de 100 ha envoltos numa paisagem de floresta contínua (Ferraz et al. 2003). É preciso salientar, porém, que as respostas à fragmentação variam entre diferentes guildas de aves, sendo em geral mais afetadas as insetívoras de sub-bosque e solo, frugívoras de dossel e também as participantes de bandos mistos e as seguidoras de formigas-de-correição (Willis 1979, Harper 1989, Stouffer & Bierregaard Jr. 1995 a, b, Aleixo 2001). Os estudos de avifauna são chave para o estabelecimento de prioridades de conservação da biodiversidade (Vielliard 2000), pois as aves constituem uma alta proporção da comunidade de vertebrados nos biomas tropicais, ocupando os mais distintos níveis tróficos, possuindo assim, alto potencial como indicadores da degradação ambiental, por responderem a mudanças nos habitats em diferentes escalas.

Como está programada à expansão em larga escala da matriz de energia hidroelétrica na Amazônia brasileira (Eletrobrás 2008) e são poucos os trabalhos sobre

os efeitos da construção de barragens sobre a avifauna amazônica, o presente estudo objetivou caracterizar os efeitos da insularização sobre algumas guildas de aves em uma área de influência de hidroelétrica de modo mais detalhado. Para isso investigamos se as métricas espaciais inerentes aos remanescentes afetam a riqueza, abundância e composição dessas guildas de aves e se afetam a probabilidade de ocupação das distintas espécies dentro da área de estudo. Investigamos também, se há distinção em riqueza e abundância entre as ilhas e a floresta contínua adjacente, e como essas mesmas variáveis apresentam-se na comparação entre conjuntos de ilhas com áreas somadas e ilhas únicas com a mesma dimensão.

Objetivos

No presente estudo objetivamos avaliar os efeitos da fragmentação pela insularização de áreas de floresta por matriz aquática sobre algumas guildas de aves.

Título

Efeitos da insularização sobre guildas de aves em ilhas do reservatório da UHE Balbina na Amazônia brasileira

Marco Aurélio da Silva^{1,2}, Marina Anciães¹ & Luiza Magalli Pinto Henriques¹

1. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, Manaus, AM, Brasil

2. Autor para correspondência: email: marcobiol@yahoo.com.br

Formatação:

Artigo redigido em português e enquadrado às normas do periódico Biological Conservation (ISSN 0006-3207) ao qual será submetido após tradução para o idioma inglês. Esse periódico possui fator de impacto de 3.566 e é classificado como Qualis A1 pela CAPES.

Demais itens enquadrados às normas para apresentação de dissertações e teses do INPA (2009).

Resumo

Na Amazônia extensas áreas florestais foram fragmentadas e embora a formação dos reservatórios de usinas hidroelétricas seja importante fator de fragmentação florestal na região, poucos são os estudos dedicados ao tema. Efeitos deletérios da fragmentação sobre as comunidades de aves foram observados em estudos em florestas neotropicais sendo que a matriz aquática circundante aos fragmentos pode ser importante barreira à ocupação de espécies nesses remanescentes. O presente estudo objetivou avaliar os efeitos da fragmentação em função das métricas espaciais locais sobre guildas de aves em 27 ilhas na represa da Hidroelétrica de Balbina. As ilhas, selecionadas por semelhança na estrutura vegetacional, possuem áreas entre 4.7 a 1815 ha e distintos níveis de isolamento em relação a outras ilhas e às áreas de florestas contínuas nas margens do reservatório. Amostrei 172 pontos pelos métodos de censo auditivo e *play back*, sendo 142 em ilhas e 30 em áreas de floresta contínua. A área e o isolamento das ilhas foram diretamente relacionados à riqueza de espécies e à abundância de indivíduos da avifauna estudada, sendo que as guildas mais afetadas pela insularização foram as insetívoras e onívoras de solo. Das 55 espécies estudadas 39 puderam ter suas probabilidades de ocupação estimadas para a área de estudo em função das métricas espaciais. Houve menor riqueza e abundância em subconjuntos de ilhas agrupadas por área em comparação às amostras em floresta contínua. Subconjuntos de ilhas em geral apresentaram equivalência em riqueza e abundância a ilhas únicas de tamanhos semelhantes.

Palavras chave: Aves, fragmentação, Amazônia, Usina hidroelétrica

1. Introdução

A fragmentação de habitats é apontada como uma das maiores ameaças à manutenção da biodiversidade (Terborgh 1974, Wilcox & Murphy 1985, Saunders et al. 1991, Laurance et al. 2009), e na Amazônia extensas áreas de florestas já foram transformadas em paisagens fragmentadas (Fearnside 1989, Nepstad et al. 1999). Na região importantes estudos sobre fragmentação, em geral desenvolvidos em remanescentes florestais cujas matrizes são utilizadas em atividades agropecuárias, apresentaram como resultados gerais a perda de riqueza de espécies em vários grupos biológicos (Lovejoy et al. 1986, Laurance et al. 2002).

A formação dos reservatórios de usinas hidroelétricas pode isolar ilhas de habitat nativo com distintas configurações dentro de uma matriz aquática, e embora seja um importante fator de fragmentação florestal (Laurance & Bierregarrd 1997, Fearnside 2005) apenas recentemente estudos dedicados ao tema tem sido mais numerosos (e.g. Willis 1974, Terborgh et al. 1997, Shahabuddin & Terborgh 1999, Cosson et al. 1999b). Na Amazônia brasileira esses estudos são ainda mais recentes e estão bastante concentrados nos reservatórios da Usina Hidroelétrica de Balbina (e.g. Borges 2007, Ferreira 2007, Bittencourt 2008, Souza 2009) e de Tucuruí (Lima, 2008).

Nesse contexto, o tamanho, o grau de isolamento, a distribuição espacial dos remanescentes na paisagem e as características da matriz circundante, afetam diretamente as comunidades biológicas (Fahrig & Merriam 1985, Bender & Fahrig 2005). Mudanças na riqueza, abundância e composição das comunidades

ocorrem como consequência da redução do tamanho e da heterogeneidade de habitats, e do aumento do isolamento entre os ambientes remanescentes, que ocasionam distintos pontos de equilíbrio entre taxas de imigração e extinção (Haila et al. 1993, Whittaker & Fernández-Palacios 2007). Tais modificações são reflexo da redução no tamanho de populações, cujas causas podem ser, a restrição da dispersão entre os remanescentes, a depressão da variabilidade genética, maior suscetibilidade a perdas estocásticas de indivíduos, aumento da pressão de predação e parasitismo, competição, redução na disponibilidade de recursos como alimentos e locais de reprodução, levando assim, a consequente extinção de populações e de espécies (Gilpin & Soulé 1986, Pimm et al. 1988, Hanski 1998, Anciães & Marini 2000). Os fragmentos também estão sujeitos aos efeitos de borda devido à maior exposição de suas áreas periféricas à ação de elementos bióticos e abióticos, que tem como conseqüências principais alterações estruturais dos microambientes, das condições microclimáticas e o aumento da predação (Yahner 1988, Saunders et al. 1991, Terborgh 1992, Bierregaard . et al. 1992, Peres 2001).

A generalização dos preceitos do Modelo de equilíbrio de biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson 1963), introduzida por Diamond (1975) para a delimitação de áreas de conservação em paisagens fragmentadas, foi fortemente criticada, numa discussão denominada de *SLOSS*, pelos que defendem que tal generalização pode ser prejudicial à conservação (Whittaker & Fernández-Palacios 2007). Essa generalização prevê que áreas maiores, menos isoladas e mais conectadas devem ser priorizadas, pois abrigariam maior número de

espécies do que aquelas menores e mais isoladas (Diamond 1975, 1976). Seus críticos argumentam que nesse caso não se leva em consideração particularidades dos organismos e nem a heterogeneidade de habitats que podem estar contidos em pequenas áreas dispersas na paisagem, que em conjunto poderiam abrigar maior número de espécies, sendo que no caso de detrimento dessas áreas, poderia haver a perda de espécies, resultado contrário aos objetivos de conservação (e.g. Simberloff et al. 1976).

Efeitos deletérios da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves em particular, foram observados em estudos em florestas equatoriais neotropicais (e.g. Willis 1974, Bierregaard Jr. & Lovejoy 1989, Blake et al. 1990), sendo em alguns casos a comunidade mantida ou parcialmente restabelecida em dependência do estado de sucessão vegetacional das áreas periféricas aos fragmentos (Bierregaard Jr. & Stouffer 1997, Borges & Stouffer 1999, Aleixo 2001). Esses estudos demonstram que alguns grupos de aves são extremamente sensíveis a fragmentação de habitats e dão conta de que metade das espécies ocorrentes em remanescentes podem ser extintas em cerca de 15 anos (Aleixo & Vielliard 1995), sendo que na Amazônia esses níveis de perdas possam ocorrer mesmo em remanescentes de 100 ha envoltos numa paisagem de floresta contínua (Ferraz et al. 2003). As respostas à fragmentação variam entre diferentes guildas de aves, sendo em geral mais afetadas as insetívoras de sub-bosque e solo, frugívoras de dossel e também as participantes de bandos mistos e as seguidoras de formigas-de-correição (Willis 1979, Harper 1989, Stouffer & Bierregaard Jr. 1995 a, b, Aleixo 2001).

Como está programada à expansão em larga escala da matriz de energia hidroelétrica na Amazônia brasileira (Eletrobrás 2008) e são poucos os trabalhos sobre os efeitos da construção de barragens sobre a avifauna amazônica, o presente estudo objetivou caracterizar os efeitos da insularização sobre algumas guildas de aves em uma área de influência de hidroelétrica. Para isso investigamos se as métricas espaciais inerentes aos remanescentes afetam a riqueza, abundância e composição dessas guildas de aves e se afetam a probabilidade de ocupação das distintas espécies dentro da área de estudo. Investigamos também se há distinção em riqueza e abundância entre as ilhas e a floresta contínua adjacente e se conjuntos de ilhas com suas áreas somadas são equivalentes a ilhas únicas de tamanho aproximado ao conjunto para ambas as variáveis.

2. Métodos

2.1 Área de estudo

Desenvolvemos o estudo em ilhas do reservatório da Usina Hidroelétrica de Balbina e na Reserva Biológica do Uatumã. A REBIO Uatumã (0° 50' a 1° 55' S; 58° 50' a 60° 10' W), localizada entre os municípios de Presidente Figueiredo, São Sebastião do Uatumã e Urucará no estado do Amazonas – com área de 942.779 ha - encontra-se na margem esquerda do reservatório da UHE Balbina e abrange parte das bacias dos rios Uatumã e Jatapu, cujo tipo de vegetação predominante é de Floresta Tropical Densa Sub-montana (Eletronorte 1997). O clima da região é tropical chuvoso úmido e quente, classificado como Amw segundo Köppen (Nimer

1979). A pluviosidade anual média é de 2.376 mm, com chuvas predominantes no período de novembro a abril, e média anual de temperatura de 28 °C (Eletronorte 1997).

A criação da UHE Balbina, e a construção de seu reservatório, formaram cerca de 3.500 ilhas de tamanhos e formas variadas, com diferentes graus de isolamento, em áreas anteriormente ocupadas por vegetação nativa (figura 1). Parte das ilhas na margem esquerda do Rio Uatumã está sob proteção da REBIO Uatumã e na margem direita estão inseridas na Área de Proteção Ambiental Cavernas do Maroága com 374.700 ha (01°59'S/60°01'W), ampliando assim a área sob proteção ambiental desta unidade (Eletronorte 1997). O conjunto de ilhas atualmente forma uma miríade de paisagens distintas, havendo desde ilhas cuja vegetação pretérita a formação do lago parece ter sido mantida intacta, até ilhas cuja vegetação sofreu forte influência de intempéries, como fogo e vento, possuindo vegetações num gradiente sucessional, desde o predomínio de plantas ruderais herbáceas até áreas com uma mistura de ambientes de capoeira alta e mata primária.

2.2 Objeto de estudo

Dirigimos o estudo a algumas aves das guildas onívoras e insetívoras de solo, insetívoras e onívoras escaladoras de troncos, carnívoras de sub-bosque e estrato médio e pequenas frugívoras de sub-bosque e de estratos mais elevados. Com base nesses critérios elegemos 62 espécies com ocorrência potencial na área de estudo a partir de extensos trabalhos de inventário da avifauna na região

do escudo das Guianas (Willis & Oniki 1988, Cohn-Haft et al. 1997, Naka et al. 2006, Robbins et al. 2007), sendo sete onívoras de solo (cinco da família Tinamidae, uma Odontophoridae e uma Psophiidae), 13 insetívoras de solo (quatro Thamnophilidae, três Grallariidae, duas Formicariidae, três Scleruridae e uma Tyrannidae), 15 insetívoras de troncos (todas da família Dendrocolaptidae), 13 onívoras de tronco (todas da família Picidae), quatro carnívoras de sub-bosque e estrato médio (representadas nesse estudo apenas pelo gênero *Micrastur*) e nove frugívoras/onívoras (uma Tityridae e oito Pipridae). A classificação taxonômica aqui empregada segue a apresentada pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2008).

É necessário salientar que a classificação das aves em guildas empregada nesse estudo é uma generalização, devido a variações quanto à dieta e os estratos ocupados por distintas espécies dentro de cada grupo (*vide* Ridgely & Tudor 1989, Cohn-Haft et al 1997, Hilty 2003). Esses grupos de espécies foram enfocados por serem alguns dos que mais apresentam variações importantes demonstradas em outros estudos em relação à riqueza, composição e abundâncias em resposta a fragmentação (*e. g.* insetívoras de solo) ou por não possuírem dados mais precisos acerca dessas variações (*e. g.* onívoras de solo) (*e. g.* Willis 1974, 1979, Karr 1982, Bierregaard & Lovejoy 1989, Stouffer & Bierregaard 1995 a,b, Borges & Guilherme 2000, Stouffer et al. 2009).

2.3 Delineamento amostral

Utilizamos censos quantitativos por identificação visual e ou auditiva em pontos de escuta. Empregamos a técnica de controle do raio de amostragem, que consiste no registro apenas de espécies e indivíduos que estejam dentro de um raio pré determinado, que foi nesse caso de 100 m a partir do observador (Bibby et al. 2000). Realizamos os censos em transecções produzidas em 27 diferentes ilhas do reservatório da UHE Balbina, com áreas variando entre 4.7 ha e 1.815 ha (tabela 8). As transecções variaram em extensão, de 200 m a 1 km em dependência da área das ilhas, suportando assim números de pontos amostrais distintos, que variaram de um a cinco por transecção. Ilhas com mais de 200 ha tiveram duas transecções amostradas, ambas com 1 km cada, totalizando assim 10 pontos amostrais. Amostramos, do mesmo modo, três transecções em florestas primárias contínuas com 2 km e 10 pontos amostrais cada, sendo duas na margem esquerda e uma na margem direita do reservatório da UHE Balbina.

Amostramos assim, um total de 172 pontos, sendo que destes, 142 em ilhas e outros 30 pontos em floresta contínua. Em todos os casos acima relacionados os pontos amostrais de uma mesma transecção distam 200 m entre si. As transecções em florestas contínuas serviram como áreas controle, para a comparação da composição, riqueza e abundância com as ilhas. A escala de número de pontos não pôde acompanhar a escala de área linearmente por questões logísticas de deslocamentos e número de campanhas numa mesma estação, mas consideramos que 10 pontos distribuídos em duas transecções nas maiores ilhas podem ser apropriados para a representação, mesmo que parcialmente, da heterogeneidade de ambientes dentro das ilhas amostrais. Não

obstante, mesmo com menor número de pontos amostrais as ilhas menores tiveram maior proporção de suas áreas amostradas que as maiores ilhas. Efetivamos duas campanhas com 40 dias de amostragem efetiva cada. A primeira entre 27/07 e 09/09/2009 e a segunda de 14/10 a 26/11/2009. Amostramos assim, cada transecção duas vezes por campanha, em dias distintos, a fim de minimizar possíveis problemas amostrais de detecção relacionados à variação no comportamento das aves no período amostral. Iniciamos a amostragem do primeiro ponto ao amanhecer, entre 5:40 e 5:50 h na primeira campanha, e 5:20 e 5:30 h durante a segunda campanha, sendo o último ponto amostrado entre 8 e 8:30 h. Invertemos a sequência de amostragem dos pontos a cada campanha, buscando minimizar o efeito do horário na detecção das espécies. Amostramos cada ponto durante 10 minutos ininterruptos, quando foram anotados, o número de indivíduos para cada espécie detectada. Em todos os pontos um assistente efetivou gravações de áudio, o que permitiu a documentação permanente das amostragens e a checagem posterior dos dados de ocorrência (Haselmayer & Quinn 2000). O período e o tempo de amostragem por ponto foram adaptados a partir do sugerido por Blake (1992) e Vielliard (2000). Utilizamos complementarmente o método de *play back* efetivado uma vez por campanha em cada ponto amostral (exceto para carnívoras), posteriormente ao término da amostragem pelo método de censo, estendendo-se até o máximo de 11:30 h (*vide* Boscolo et al. 2006). Esse método consistiu em tocar a vocalização das espécies amostradas durante 10 a 15 segundos e o registro subsequente de resposta vocal ou de aproximação de indivíduos da espécie foco. Assim ao final de ambas as

campanhas cada ponto foi amostrado seis vezes, sendo quatro por censos quantitativos e duas pelo método de *play back*. Embora a aplicação da técnica de *play back* seja eficiente também para a detecção de espécies de aves raptoras (Mosher et al. 1990) resolvi não utilizá-la para evitar que as outras espécies estudadas tivessem seu comportamento alterado em resposta a virtual presença de um predador na área.

Selecionamos as ilhas primariamente por tipo de vegetação predominante e secundariamente pela área. Escolhemos apenas ilhas que aparentemente conservaram a estrutura vegetacional mais próxima da original quando comparadas visualmente a áreas de floresta primária contínua nas margens do reservatório. Assim, foram descartadas ilhas cuja vegetação predominante são de capoeira ou possuem grandes extensões com predomínio de espécies pioneiras como *Cecropia* sp. e *Vismia* sp., que comumente desenvolvem-se em ilhas que sofreram muita influência de intempéries como ventos fortes e incêndios.

2.4 Caracterização das métricas espaciais

As ilhas amostradas foram caracterizadas a partir de métricas espaciais: Área (em hectares), isolamento na paisagem local, através do Índice de proximidade média (MPI) e Média de distância às áreas adjacentes (MNN), Menor distância ao continente (DC) e Menor distância ao rio (DR). Tal caracterização se deu pela análise de imagem digitalizada e georreferenciada de imagem de satélite Landsat TM 5 da área do reservatório da UHE Balbina, utilizando-se a extensão *Nearest feature* do programa Arc View 3.2 (ESRI 2007). As métricas MPI e MNN,

calculadas a partir do descrito por MacGarigal e Marks (1994), foram calculadas para cada ilha focal em relação a 10 ilhas circunvizinhas cujas distâncias máximas à ilha focal são de até 2 Km. MPI e MNN são distintas já que MPI considera a distância da ilha focal até as circunvizinhas e também a área destas, enquanto MNN é a média da soma de todas as distâncias entre a ilha focal e as ilhas vizinhas. As métricas DC e DR, ambas tomadas em metros, são respectivamente, a menor distância entre a ilha focal e a porção mais próxima da margem do lago de Balbina e a porção mais próxima do leito pretérito do Rio Uatumã, cujo represamento formou o reservatório de Balbina.

2.5 Análise de dados

Consideramos as métricas espaciais acima descritas como variáveis independentes para avaliar seus possíveis efeitos sobre as variáveis dependentes (riqueza, abundância e composição) inerentes a avifauna estudada. Inicialmente padronizamos os dados das métricas espaciais pela técnica de padronização z (Sokal & Rohlf 1997) e então executamos o teste de correlação de Pearson a fim de detectar colinearidade entre pares de variáveis independentes (Hair *et al.* 1998).

Embora o teste tenha revelado correlação negativa entre as variáveis - Área e MNN ($r=-0.446$, $p=0.022$, $R^2=0.20$) e DC e DR ($r=-0.449$, $p=0.021$, $R^2=0.20$) - todas as métricas inicialmente selecionadas foram consideradas para as análises, pois para ambos os casos o nível de interferência entre as variáveis, em torno de 45%, pode ser considerada moderada (Sokal & Rohlf 1997).

Utilizamos como variáveis dependentes: riqueza (número total de espécies detectadas por ponto), abundância máxima (número máximo de indivíduos por espécie por ponto numa amostragem), riqueza acumulada (número total de espécies detectadas por ilha) e abundância média por ponto por ilha (soma do número máximo de indivíduos por espécie por ilha, dividido pelo número total de pontos na ilha).

Avaliamos a auto-correlação espacial entre os pontos amostrais através do teste de Mantel. Isso se deu pela comparação entre uma matriz de similaridade de Bray-Curtis calculada sobre as variáveis, composição, riqueza e abundância máxima, e outra matriz com as distâncias geográficas entre os pontos amostrais. Utilizando a mesma matriz de similaridades acima citada, construímos dendrogramas de similaridade pelo método de ligação única de menor distância entre dois grupos, para avaliar se há o agrupamento entre as ilhas diretamente relacionado à área. Ambos os procedimentos foram desenvolvidos no programa estatístico Past 1.96 (Hammer et al 2001).

Avaliamos a variação da composição de espécies por ilhas e por pontos frente às variáveis independentes utilizando a técnica de Escalonamento Multidimensional Não-métrico (NMDS) em duas dimensões. Aplicamos essa técnica para a redução de dimensionalidade de matrizes de similaridade (índice de similaridade Bray-Curtis) geradas a partir de dados de abundância média por ilha amostral (Melo & Hepp 2008) no programa estatístico Past 1.96 (Hammer et al 2001). Os escores resultantes do eixo de maior variação da matriz de similaridades foram então utilizados em análises de regressão múltipla. Aplicamos

análises de regressão múltipla também para avaliar os efeitos das métricas espaciais sobre a riqueza acumulada e abundância média por ilha amostral. Empregamos ainda regressões robustas a fim de avaliar particularmente a influência de cada variável preditora sobre as variáveis respostas em caso de modelos concorrentes nas análises de regressão múltipla.

Avaliamos os efeitos da fragmentação na riqueza e abundância da avifauna estudada através da comparação de agrupamentos de ilhas com as amostras provenientes das transecções de florestas contínuas nas margens do reservatório. Para isso, comparamos a riqueza acumulada e abundância média por ilha com as apuradas no conjunto de transecções em floresta contínua através do teste de Anova (*one way*) no programa estatístico Past 1.96 (Hammer et al 2001). Com o mesmo procedimento estatístico, comparamos ilhas a conjuntos de ilhas. Nesse caso as áreas somadas das ilhas dentro do conjunto possuem aproximadamente a área da ilha única. Utilizamos esse procedimento a fim de investigar se a riqueza e a abundância máxima entre os distintos conjuntos e as ilhas comparativas são equivalentes. Os conjuntos de ilhas escolhidos possuem áreas somadas de 93 a 1440 ha e a distribuição das ilhas dentro de cada conjunto em raios que variam de 1.300 a 6.000 metros (figura 13).

Estimamos a probabilidade de detecção e de ocorrência para cada espécie em cada ponto amostral através da análise de máxima verossimilhança no programa estatístico Presence 2.4 (Hines 2006). Esse método permite gerar estimativas de ocorrência levando-se em consideração que a probabilidade de detecção de qualquer espécie não é perfeita. O não registro de uma espécie em

uma área em um determinado momento não significa sua ausência, a não ser que sua probabilidade de detecção seja igual a 1, ou seja, que a espécie seja sempre detectada (Mackenzie 2002, Mackenzie et al. 2006). Assim, a ocupação, quando a probabilidade de detecção é menor que 1, é modelada por padrões de detecção e não-detecção e de estimativas de máxima verossimilhança que melhor se ajustem a esses padrões, a partir de amostragens repetidas em um conjunto de áreas. Esse tipo de análise é adequado já que vários fatores podem afetar a detecção de espécies (e.g. período reprodutivo, comportamento discreto, baixa frequência de vocalizações ou baixa abundância populacional). Estimei então a ocupação através de modelos distintos construídos a partir das métricas espaciais e das probabilidades de detecção constantes e em dependência das variáveis amostrais. As variáveis amostrais foram: intervalo de horário de amostragem no dia (em dois períodos de cerca de 1 hora e 30 minutos cada), período de amostragem (primeira ou segunda campanha) e método de amostragem (censo ou *play back*). A seleção dos modelos que melhor se adequaram aos dados coletados se deu pela aplicação do critério de informação de Akaike – AIC, mais especificamente, pela combinação de número de parâmetros e de melhor ajuste dos modelos baseado pelo ranqueamento a partir do ΔAIC e maior peso do modelo (w_i) (Burnham & Anderson 2004).

3. Resultados

Registramos durante a amostragem 55 espécies pertencentes aos grupos foco do estudo, sendo 15 espécies de insetívoras de tronco, 11 onívoras de tronco, 12 insetívoras de solo, quatro onívoras de solo, nove pequenas frugívoras e onívoras de sub-bosque e quatro carnívoras de estrato médio (tabela 1).

O teste de auto-correlação não demonstra relação entre a distância espacial e a similaridade da composição de espécies entre os pontos amostrais ($R^2=0,01$; $p=0,23$). Esse resultado indica que os 200 metros de distância entre os pontos amostrais utilizado nesse estudo podem ser considerados suficientes para garantir a independência entre os dados colecionados.

A variação na composição entre as ilhas não mostrou relações significativas com as métricas espaciais (tabela 2). A análise de NMDS demonstrou nível de estresse considerado elevado ($S=0.169$), com conservação de 51% da matriz original. Nesse caso, o alto nível de estresse encontrado, pode tornar pouco precisas as afirmações acerca dos resultados da regressão múltipla. Por outro lado, a análise do dendrograma de similaridades demonstra aumento na similaridade diretamente relacionada à área (figura 2).

As análises de regressão múltipla demonstram que tanto a riqueza acumulada quanto a abundância média da avifauna estudada variaram mais em função da área das ilhas do que em função das métricas de isolamento e distâncias (tabela 2). A regressão robusta permite visualizar as particularidades dessas relações entre as variáveis respostas e preditoras e são úteis na avaliação sobre as relações concorrentes nos modelos de regressão múltipla (figuras 3 e 4). Assim, a métrica MPI parece ter também alguma relevância, mesmo que

secundária, apresentando relação positiva com a riqueza acumulada (figura 4). As riquezas acumulada e média, variaram mais intensamente que a abundância média em relação à área e as métricas de isolamento (figuras 3 e 4). Essa diferença na resposta da riqueza e da abundância frente à área pode ser vista também quando são analisados agrupamentos de ilhas organizados por tamanho (figura 5). Quando comparados os pontos amostrais, é possível observar que não há relação entre a riqueza e a abundância máxima e a área, devido à generalizada sobreposição entre os desvios padrão entre pontos de ilhas distintas, e na maioria dos casos, devido também à alta heterogeneidade dos resultados de riqueza e abundância máxima entre os pontos de uma mesma ilha (figuras 6 e 7).

O resultado de regressão múltipla com as espécies agrupadas em guildas demonstrou que a relação predominante da riqueza e abundância também foi com a área das ilhas. A relação entre riqueza acumulada e área foi positiva para as insetívoras de tronco, onívoras de tronco, insetívoras de solo e onívoras de solo. Entre as insetívoras de tronco houve também relação positiva da riqueza acumulada com MNN e entre as onívoras de solo houve também relação positiva da riqueza acumulada com DR (tabela 3). A abundância média foi positivamente relacionada com a área para as insetívoras e onívoros de solo. Ainda para as insetívoras de solo houve relação significativa da abundância média com DR (tabela 3).

As comparações entre subconjuntos de ilhas e as amostras de floresta contínua (figura 5) demonstram que há diferenças significativas em riqueza acumulada entre as áreas de floresta contínua e os subconjuntos com ilhas

menores que 55 ha e com ilhas de 85 a 218 ha (tabela 4). As diferenças nas abundâncias entre floresta contínua e os subconjuntos de ilhas não foram paralelas as diferenças de riqueza. Para a abundância média por ilha amostral apenas o subconjunto com ilhas menores que 55 ha mostra ser distinto (tabela 4).

Nos histogramas de distribuição das abundâncias médias por espécie os coeficientes de inclinação das linhas de regressão logarítmica mostram a redução do número de espécies com menores abundâncias médias para todos os subconjuntos de ilhas em comparação as amostras de floresta contínua (figura 8). Há assim maior homogeneização entre as abundâncias médias entre as espécies nesses subconjuntos, ou seja, uma diminuição do número de espécies pouco abundantes e um aumento na proporção de espécies com maior número de indivíduos.

Das 55 espécies estudadas, 13 tiveram registros em menos de 5% dos pontos amostrais e não foi possível estimar modelos de ocupação coerentes na área de estudo. As outras 42 espécies tiveram registros em pelo menos 5% ou mais pontos amostrais (tabela 6) e puderam ter suas probabilidades de ocupação estimadas a partir de 41 modelos de ocupação por espécie (tabela 7). Sinteticamente, treze espécies (30.9%) tiveram a métrica área como a que predominantemente influenciou a ocupação nas ilhas do reservatório de Balbina (figura 9). Outras métricas de grande influência foram MPI para 10 espécies (23.9%) (figura 10), DC para sete (16.7%) e DR para seis (14.3%) (figura 11). A métrica MNN influenciou a ocupação de apenas três espécies (7.1%) (figura 10) e outras três (7.1%) não tiveram relação significativa com nenhuma das métricas

analisadas. Os resultados das probabilidades médias de ocupação em função das áreas das ilhas por guilda estudada reforçam a importância dessa métrica para as guildas insetívoras e onívoras de solo e demonstram importância também entre as carnívoras e pequenas frugívoras e onívoras (figura 12).

4. Discussão

O presente estudo é um dos poucos que objetivou descrever a influência da formação de um reservatório de Usina Hidroelétrica como agente de fragmentação de habitats sobre a avifauna. Um dos estudos mais extensos, embora restrito a uma única área isolada, é o da ilha de Barro Colorado de 15 km² no Panamá, onde é relatada extinção local para cerca de 30% das espécies, desde quando a avifauna da região começou a ser estudada (Willis 1974, Karr 1982, Robinson 2001). Outro importante estudo foi desenvolvido em ilhas do lago Guri na Venezuela onde foram amostradas 12 ilhas pequenas variando entre 0.6 a 23.1 ha, onde a composição das comunidades foi bastante variável e está estruturada devido a recorrentes colonizações e extinções e a alta pressão de predadores oportunistas (Terborgh et al. 1997). Nosso estudo é, portanto, o que contempla maior número de ilhas e de mais distintas dimensões.

O número total de espécies encontradas nas 27 ilhas e nas três transecções em floresta contínua pode ser considerado representativo da avifauna local, pois registramos a presença de 94% da avifauna, dentro dos grupos estudados, esperada para a área de endemismo do escudo das Guianas, na qual

a área de estudo está inserida, quando comparamos nossos registros à estudos compilatórios de longa duração na região (*vide* Cohn-Haft et al. 1997; Naka et al. 2006; Robbins et al. 2007). Além das 55 espécies estudadas, outras duas foram registradas na área, o inhambu-preto *Crypturellus cinereus* e também o pica-pau-de-topete-vermelho *Campephilus melanoleucos*, porém ambos fora das áreas amostrais. Ainda assim, os resultados não podem ser comparados diretamente com a avifauna original no local de estudo, devido ao restrito número de estudos na região de Balbina e ao pouco esforço despendido nos mesmos (Willis & Oniki 1988). Como não há estudos anteriores à formação do lago que sejam propícios à comparação com os dados levantados nesse estudo, assumimos que os resultados obtidos são o reflexo da redução da área e da fragmentação, utilizando para comparações os dados obtidos nas amostras de floresta contínua nas margens do reservatório.

4.1 Efeito das métricas espaciais sobre a avifauna

A redução do número de espécies em Balbina diretamente relacionada à área dos remanescentes e com a participação secundária das métricas de isolamento, concorda com as predições da relação espécie-área para ilhas em arquipélagos oceânicos e as predições do MEBI (MacArthur & Wilson 1963). Vários estudos sobre efeitos da fragmentação sobre a avifauna tiveram também a área e o isolamento dos remanescentes entre as principais variáveis preditoras da redução de riqueza de espécies e abundância de indivíduos em distintos tipos de

ambientes (e. g. Karr 1982, Blake & Karr 1987, Stratford & Stouffer 1999, Crooks et al. 2001, Stouffer et al. 2006).

Observamos que nas ilhas de Balbina a riqueza nesse grupo da avifauna é afetada quando analisamos os resultados na escala de ilha amostral. O mesmo parece não ocorrer quanto as unidades amostrais são os pontos. Em geral os estudos possuem como unidades amostrais áreas com tamanhos distintos e poucos comparam unidades de área idênticas, seja entre fragmentos ou destes com áreas controle. Desse modo tanto a fragmentação quanto o decréscimo da área amostral podem estar ligadas a redução do número de espécies e um modo de evitar esse problema é a amostragem de unidades de área similares entre ilhas de diferentes tamanhos e também em áreas controle (e. g. Karr 1982, Stratford & Stouffer 1999). Esse tipo de amostragem também permite avaliação de abundâncias, pois foi possível estimar uma abundância média para ilha amostral e também a abundância máxima por ponto amostral, eliminando em grande parte o efeito da área de amostragem desigual. Da mesma forma que a riqueza, a abundância máxima nos pontos amostrais não parece estar relacionada significativamente à área das ilhas, sendo essa relação idêntica para as médias de abundância por ilha.

Alguns autores afirmam que os efeitos da paisagem, como a distribuição dos fragmentos, qualidade e heterogeneidade de habitats e tipo de matriz são mais importantes que a área dos remanescentes em si para explicar a redução de riqueza e abundância (Blake & Karr 1987, Fahrig & Merriam 1994). Stouffer et al. (2006) argumentam que os efeitos da paisagem parecem ter menor relevância do

que a área dos fragmentos sobre a avifauna amazônica, provavelmente devido a particularidades como um menor número de espécies migratórias, necessidade de maiores áreas de vida e requerimentos de habitat mais restritos, além de as paisagens nos diferentes estudos terem históricos de utilização humana muito distintos. As taxas de extinção entre aves na região são intensas e são inversamente relacionadas à área dos fragmentos. Ainda, essas extinções não são aleatórias, pois atingem mais grupos específicos de aves, como por exemplo, as insetívoras de solo, participantes de bandos mistos e de seguidores de formigas de correição, e a maioria das espécies perdidas em fragmentos maiores foram também extintas nos menores anteriormente (Stouffer et al. 2009).

Em Balbina outro fator importante foi a influência, ainda que secundária, do índice de isolamento das ilhas, o qual foi negativamente relacionado à riqueza. Essa é uma variável importante já que pode restringir os deslocamentos de espécies entre as ilhas. Esses movimentos são preditores da ocupação de fragmentos por aves na Amazônia, sendo a habilidade de travessia de áreas abertas relacionadas diretamente a persistência de espécies em fragmentos isolados (Lees & Peres 2009). Esses autores também ressaltam que essa habilidade está vinculada a espécies de tamanhos corporais de medianos a grandes e de que espécies habitat-especialistas florestais foram inibidas às travessias enquanto as generalistas não. Ainda afirmam que o grau de dependência de florestas primárias foi importante variável na estrutura das comunidades em fragmentos, pois embora sejam capazes fisicamente da travessia até pequenos fragmentos isolados, esses não conteriam as mínimas

condições ecológicas requeridas por essas espécies. Nesse contexto, entre as espécies focais de nosso estudo, grande parte é restritamente ocupante de habitats florestais primários ou utilizam em menor grau áreas de matas em regeneração avançada (Cohn-Haft et al. 1997, Hilty 2003, Naka et al. 2006, Robbins et al. 2007), e por isso o aumento do isolamento pode ser importante também para explicar a redução da riqueza nas ilhas.

A similaridade da composição de espécies nas ilhas de Balbina não demonstrou relações significativas com as variáveis preditoras, embora como demonstrado no dendrograma de similaridades, parece ter a tendência de se organizar em função da área das ilhas. A área e o isolamento são variáveis relatadas como preditoras da similaridade das assembléias de aves na Amazônia, sendo descritas como mais similares quanto maior for o isolamento dos remanescentes e menos similares quanto menor a área dos fragmentos (Lees & Peres 2006). Há relatos de deslocamentos de aves estritamente florestais por áreas abertas entre fragmentos (e. g. Harper 1989, Lees & Peres 2009), mas a maior similaridade na composição de espécies em ilhas mais isoladas demonstra que há seletividade entre as espécies que podem se deslocar até elas. Essa seletividade pode ser ainda maior quando a matriz é aquática como é o caso de Balbina. St Clair (2003) afirma que a matriz menos permeável ao deslocamento das aves é a água. Outras afirmações de que a água é barreira importante para a avifauna provêm dos padrões de distribuição de espécies na Amazônia, muitas vezes relacionadas à interflúvios (Sick 1967, Haffer 1992). Segundo Bates (2004), na região mesmo rios com 100 a 400 m de distância entre margens podem ser

barreiras seletivas ao fluxo gênico para pequenos pássaros de sub-bosque (*apud* Lees & Peres 2009).

A distribuição de abundâncias é considerada uma forma de determinar a estrutura de comunidades naturais. Tradicionalmente é assumido que a distribuição das abundâncias de espécies em assembleias não-perturbadas segue um padrão log-normal e de que esse padrão é modificado em reflexo a alguma perturbação (Magurran 2004). A distribuição das abundâncias em Balbina, mesmo que de modo incompleto, pois não contemplou toda a avifauna regional, aponta para a modificação do padrão de distribuição das abundâncias das espécies de aves estudadas. Esse padrão é relevante já que no presente estudo foram amostradas guildas bastante distintas de aves cujos hábitos são em grande parte ou totalmente restritos à ambientes florestais. Um típico resultado da degradação ambiental é a perda de espécies raras e o aumento da dominância de espécies comuns numa comunidade (Magurran 2004), o que, segundo os dados do presente estudo ocorreu com as comunidades de aves nas ilhas amostradas. Terborgh et al. (1990) afirmam que a comunidade de aves na Amazônia pode possuir uma equitabilidade entre as abundâncias das espécies acima do esperado mesmo para o modelo “*broken stick*” de MacArthur, que prevê a maior homogeneidade entre as abundâncias dentre os modelos que pretendem explicar a distribuição de abundâncias em comunidades. Em comparação à comunidade amostrada na floresta contínua, assumindo que essa é menos perturbada, é possível observar que mesmo para o conjunto de ilhas com mais de 1000 ha já ocorre uma redução no número de espécies consideradas raras e um aumento de

dominância na comunidade por poucas espécies mais abundantes e que esse padrão acentua-se com a redução da área das ilhas nos subconjuntos. Assim esse resultado pode indicar efetivamente que a avifauna local tem sua estrutura modificada em função da fragmentação no reservatório de Balbina. Outro aspecto interessante é o fato de que a abundância não variou paralelamente a riqueza na área de estudo. De fato em Balbina a abundância variou menos intensamente que a riqueza indicando possível compensação de densidade por algumas espécies, que pode estar relacionada à redução da competição devido à ausência de espécies que foram afetadas pela fragmentação. Esse padrão foi descrito anteriormente como explicativo do aumento das densidades de algumas espécies devido à área de ilhas oceânicas ou em comparação ao continente onde as comunidades são mais ricas. Isso pode ocorrer devido à expansão do nicho de algumas espécies em decorrência da ausência de competidores (Diamond 1970, MacArthur et.al. 1972). No arquipélago de Balbina esse fenômeno foi apontado como o causador de mudanças na comunidade de lagartos pelo aumento da densidade de espécies heliófilas em detrimento de espécies florestais (Bittencourt 2008).

Em nosso estudo, a aparente menor similaridade da avifauna, diretamente relacionada à diminuição da área das ilhas, pode ser o fator explicativo da maioria dos conjuntos de ilhas serem equivalentes, em riqueza e abundância de indivíduos, à ilhas únicas com tamanhos similares as áreas somadas nos conjuntos comparativos. A extrapolação das predições do MEBI para a realidade de remanescentes de habitats continentais e a sua aplicabilidade para o desenho

de unidades com fins conservacionistas, defendida inicialmente por Diamond (1975) foi rechaçada principalmente por Simberloff (1976), pois não leva em consideração a sobreposição de composição de espécies entre áreas isoladas que podem abrigar em conjunto tantas ou mais espécies que uma área única, em função principalmente de possivelmente possuírem em conjunto maior heterogeneidade de habitats (Whittaker & Fernandes-Palacios 2007). Embora exista muita controvérsia sobre o tema (Whittaker & Fernández-Palacios 2007) é possível que para a escala geográfica empregada em nossas comparações e para a característica das ilhas amostradas com áreas pequenas, mas com estrutura florestal semelhante, e próximas umas das outras na paisagem (raio máximo dos conjuntos = 6.000 m), os conjuntos de ilhas possam ser consideradas complementares em riqueza e abundância, equivalendo a ilhas únicas.

4.2 Efeito das métricas espaciais sobre as guildas

A análise da avifauna por guildas demonstra que há distintas respostas à fragmentação. Entre as insetívoras e onívoras de tronco há aumento na riqueza acumulada com o aumento da área das ilhas. Um interessante resultado para esses grupos foi a relação não significativa entre abundância média e a área como seria esperado com o aumento da riqueza em função da área numa relação direta entre riqueza e abundância. Nesse caso pode ocorrer a compensação do número de indivíduos de algumas espécies em áreas menores em decorrência da ausência de espécies competidoras assim como discutido anteriormente (MacArthur et al. 1972).

Entre os insetívoros e onívoros de solo, porém, houve o aumento na riqueza acumulada e da abundância média por ilha em função do aumento da área. Isso demonstra que efetivamente essas aves de solo dependem mais do espaço físico disponível. Tal resultado pode também indicar baixa capacidade de acesso até fragmentos isolados. Para essas guildas isso pode decorrer da necessidade de grandes territórios, do sedentarismo e da utilização de microhabitats bastante específicos (Stratford & Stouffer 1999), requisitos que estariam prejudicados nas menores ilhas. De fato as insetívoras de solo estão entre as espécies mais propensas à extinção devido a fragmentação, perdendo de 30% das espécies em fragmentos de 100 ha a todas as espécies nos de 1 ha e sem recolonizações posteriores mesmo com a matriz em estágio mais avançado de regeneração (Stouffer & Bierregaard 1995, Stratford & Stouffer 1999).

São poucas as informações disponíveis dos efeitos da fragmentação sobre os onívoros de solo especificamente. Algumas espécies de maior porte desse grupo podem desaparecer de pequenos fragmentos da floresta atlântica (Willis 1979). Na ilha Barro Colorado com 15 km², o inhambu (*Tinamus major*) perdeu metade de sua população em cerca de 25 anos e o Uru (*Odontophorus gujanensis*) foi apontado como extinto (Karr 1982, Robinson 2001). Essas aves são de grande relevância para conservação, pois estão entre as principais aves exploradas na caça de subsistência, e a fragmentação florestal aumenta o acesso dos caçadores a esse recurso, o que pode facilmente levar a extinção dessas espécies nesse tipo de paisagem (Peres 2001).

Os demais grupos de espécies não demonstraram relações significativas com as métricas espaciais analisadas, porém isso pode se dever a uma maior heterogeneidade específica de respostas dentro dos grupos em relação com as métricas estudadas como demonstrado nas análises de ocupação. Quando comparadas as probabilidades médias de ocupação dos pequenos frugívoros se pode perceber que as probabilidades praticamente dobram em função do tamanho das ilhas. Os frugívoros mostraram forte influência da área dos fragmentos em estudos anteriores e o aumento da abundância posteriormente se deveu a regeneração florestal na matriz circundante (Stouffer et al. 2006). Como a recolonização através de uma matriz em regeneração não ocorre nas ilhas de Balbina onde a matriz é aquática, a forte queda na probabilidade de ocorrência dessas espécies nas ilhas menores pode efetivamente estar ligada aos efeitos da fragmentação.

Espécies carnívoras estritamente florestais como as do gênero *Micrastur* tiveram forte redução das abundâncias num gradiente de aumento do nível de fragmentação (Jullien & Thiollay 1996) e *M. ruficollis* encontrada na maioria das ilhas em Balbina foi apontada como extinta na ilha de Barro Colorado (Karr 1982). Em Balbina das quatro espécies do gênero, uma (*Micrastur mirandollei*) teve registro apenas em floresta contínua e outra (*M. semitorquatus*) foi registrada em apenas um ponto na floresta contínua e em uma ilha, não sendo possível qualquer conclusão acerca de sua ocupação na área. As outras duas espécies estudadas foram mais comuns, sendo que *M. gilvicollis* teve a área da ilha como preditora de sua ocupação e *M. ruficollis* cuja ocupação não teve relação com as métricas

analisadas. A probabilidade média de ocupação para ambas as espécies mostra também um gradual aumento em função da área das ilhas, sendo então as espécies desse gênero de falconídeos, aparentemente afetada pela insularização em Balbina.

5. Conclusão

A avifauna estudada é afeta pela insularização no reservatório de Balbina, sendo sua riqueza e abundância diretamente relacionadas às áreas e ao isolamento das ilhas. Esse resultado é reforçado pela menor riqueza e abundância nas ilhas, mesmo que essas tenham mais de 1.000 ha, em comparação as áreas de floresta contínua.

Como consequência da insularização há maior equitabilidade de abundâncias entre as espécies nos conjuntos de ilhas do que em floresta contínua, ligada a uma redução no número de espécies com menores abundâncias em ilhas menores. Não obstante para a escala do presente estudo conjuntos de ilhas se equivalem em riqueza e abundância à ilhas únicas de tamanho similar.

6. Referências Bibliográficas

- Aleixo, A. 2001. Conservação da avifauna da Floresta Atlântica: efeitos da fragmentação e a importância de florestas secundárias. Em: Albuquerque J. L. B., J. F. Cândido Jr., F. C. Straube & A. L. Ross. *Ornitologia e Conservação: da ciência às estratégias*. Tubarão, Editora Unisul. pp. 199-206.
- Aleixo, A., Vielliard J. M. E. 1995. Composição e dinâmica da comunidade de aves da mata de Santa Genebra, Campinas, SP. *Revista Brasileira de Zoologia* 12: 493-511.
- Anciães, M., Marini M. A. 2000. The effects of fragmentation on fluctuating asymmetry in passerine birds of Brazilian tropical forests. *Journal of Applied Ecology* 37 (6): 1013-1028.
- Bender, D. J. & Fahrig L. 2005. Matrix structure obscures the relationship between interpatch movement and patch size and isolation. *Ecology* 86 (4): 1023-1033.
- Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A., Mustoe, S. H. 2000. *Bird census techniques*. 2^a ed. London. Academic Press. pp. 302.
- Bierregaard Jr., R. O., Lovejoy, T. E. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta amazonica* 19: 215-241.
- Bierregaard Jr., R. O., Lovejoy, T., Kapos, E.V., Santos, A. A., Hutchings, R. W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *Bioscience* 42 (11): 859-866.
- Bierregaard Jr., R. O., Stouffer, P. C. 1997. Understory birds e dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforests, Em: Laurance, W. F., Bierregaard, R. O. (eds.) *Tropical forests remnants ecology, managements in conservation of fragmented communities*. Chicago: Univ. Chicago Press. pp. 138-155.
- Bittencourt, S. 2008. A insularização como agente de fragmentação florestal em comunidades de lagartos na Amazônia central. Dissertação de mestrado. Inpa/Ufam. Manaus, Amazonas 49pp.

- Blake, J. G., Karr, J. R. 1987. Breeding birds of isolated woodlots: area and habitat relationships. *Ecology* 68 (6): 1724-1734.
- Blake, J. G., Stiles, F. G., Loiselle, B. A. 1990. Birds of la Selva biological Station: habitat use, trophic composition, and migrants. Em: H. Gentry (ed.). *Four neotropical rainforests*. University Press, New Haven, Connecticut. pp. 161-181
- Blake, J. G. 1992 Temporal variation in point counts of birds in a lowland wet forest in Costa Rica. *Condor* 94: 265-275.
- Borges S. H., Stouffer P. C. 1999 Bird communities in two types of anthropogenic sucesional vegetation in central Amazonia. *Condor* 101: 529-539.
- Borges, S. H., Guilherme E. 2000 Comunidades de aves em um fragmento florestal urbano em Manaus, Amazonas, Brasil. *Ararajuba* 8(1): 17-23.
- Borges, M. L. O. 2007. A defaunação de pequenos mamíferos e o processo de regeneração de palmeiras em fragmentos isolados por água, Amazônia Central. Dissertação (mestrado). Manaus Inpa/Ufam. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. pp. 80.
- Boscolo, D., Metzger, J. P., Vielliard J. M. E. 2006. Efficiency of playback for assessing the occurrence of five bird species in Brazilian Atlantic Forest fragments. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*: 78 (4):629-644.
- Burnham, K. P., Anderson, D. R. 2004. Multimodel inference - understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological Methods & Research* 33 (2):261-304.
- CBRO - Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2008) Lista das aves do Brasil. Versão de 05/10/2008. disponível em <<http://www.cbro.org.br>>.
- Cohn-Haft, M., Whittaker, A., Stouffer, P. C. 1997. A new look at the "species-poor" Central Amazon: the avifauna North of Manaus, Brazil. *Ornithological Monographs* 48: 203-235.
- Cosson, J. F., Ringuet, S., Claessens, O., Massary, J. C., Dalecky, A., Villiers, J. F., Granjon, L., Pons, J. M. 1999b. Ecological changes in recent land-bridge islands in French Guiana, with emphasis on vertebrate communities. *Biological Conservation* 91: 213-222.

- Crooks, K. R., Suarez, A. V., Bolger, D. T., Soulé, M. E. 2001. Extinction and colonization of birds on habitat islands. *Conservation Biology* 15 (1): 159-172.
- Develey, P. F., Stouffer, P. C. 2001. Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in central Amazonian Brazil. *Conservation Biology* 15 (5): 1416-1422.
- Diamond, J.M. 1970. Ecological consequences of island colonization by Southwest Pacific birds II. The effect of species diversity on total population density. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*. 67: 1715-1721.
- Diamond, J. M. 1975. The island dilemma: lessons of the modern Biogeographic studies for the design of natural preserves. *Biological Conservation* 7:129-146.
- Diamond, J. M. 1976. Island Biogeography and conservation: strategy and limitations. *Science* 193: 1027-1029.
- Eletrobrás 2008. Gestão de projetos do PAC. Acesso em 15/09/2008. Disponível em: <http://www.eletrobras.com/elb/pac/main.asp>
- Eletronorte. 1997. Plano de Manejo Fase 1: Reserva Biológica do Uatumã. IBAMA, Brasília-DF. 194 pp.
- Fahrig, L., Merriam, G. 1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66: 1762-1768.
- Fahrig, L., Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology*. 8: 50-59.
- Fearnside, P.M. 1989. Deforestation and agricultural development in Brazilian Amazonia. *Interciência*, 14: 291-297
- Fearnside, P. M. 2005. Brazil's Samuel Dam: Lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. *Environmental Management* 35: 1-19.
- Ferraz, G., Russell, G. J., Stouffer, P. C., Bierregaard, R. O., Pimm, S. L., Lovejoy, T. E. 2003. Rates of species loss from Amazonian forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 100 (24): 14069-14073.

- Ferreira, R. S. 2007. Efeitos do isolamento e da perda de área de floresta sobre comunidades insulares de aranhas, Amazônia Central, Brasil. Dissertação de mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. pp. 63.
- Gilpin, M. E., Soulé, M. E. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. pg. 19-34 em: Soulé, M. E. (ed.) Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts.
- Haffer, J. 1992. On the "river effect" in some forest birds of southern Amazonia. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Zoologia 8: 217-245.
- Haila, Y., Hanski, I. K., Raivio, S. 1993. Turnover of breeding birds in small forest fragments: the "sampling" colonization hypothesis corroborated. Ecology 74: 714-725.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T, Ryan, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistic Software package for education and data analysis (reference manual). Natural History Museum, University of Oslo. 70 pg. Disponível em: <http://folk.uio.no/ohammer/past/>. Acesso em: 05/01/2010.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. Nature, 396: 41-49.
- Harper, L. H. 1989. The persistence of Ant-Following birds in small Amazonian forest fragments. Acta Amazonica 19: 249-263.
- Haselmayer, J., Quinn, J. S.. 2000. A comparison of point counts and sound recording as bird survey methods in Amazonian southeast Peru. Condor 102: 887-893.
- Hilty, S. L. 2003. Birds of Venezuela. 2^a ed. Princeton. Princeton University Press.
- Hines, J. E. 2006. PRESENCE 2.4. Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC. Disponível em: <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>.
- Jullien, M., Thiollay, J. M. 1999. Effects of rain forest disturbance and fragmentation: comparative changes of the raptor community along natural and human-made gradients in French Guiana. Journal of Biogeography 23: 7-25.
- Karr, J. R. 1982. Avian extinctions on Barro Colorado Island, Panama: A reassessment. American Naturalist 119 (2): 220-239.

- Laurance, W. F., Bierregarrd, J. O. 1997. Tropical forest remnants – ecology, management and conservation of fragmented communities. Chicago, Chicago University Press
- Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., Gascon, C., Bierregaard, R. O., Laurance, S. G., Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16:605-618.
- Laurance, W. F. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation* 141 (7): 1731-1744.
- Laurance, W. F., Vasconcelos, H. F. 2009. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia Brasiliensis* 13 (3): 434-451.
- Lees, A., Peres, C. A. 2006. Rapid avifaunal collapse along the Amazonian deforestation frontier. *Biological Conservation* 133: 198-211.
- Lees, A. C., Peres, C. A. 2009. Gap-crossing movements predict species occupancy in Amazonian forest fragments. *Oikos* 118: 280-290.
- Lima, C. J. S. 2008. Efeitos da fragmentação e isolamento da paisagem na riqueza e composição de espécies de lagartos no reservatório de Tucuruí, Pará. Dissertação de mestrado. Belém, UFPA. pp.88.
- Lovejoy, T. E., Bierregaard, R. O., Rylands, A. B., Malcolm, J. R., Quintela, C. E., Harper, L. H., Brown, K. S., Powell, A. H, Powell, G. V. N., Schubart, H. O. R., Hays, M. B. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. Em: Soulé, M. E. (Ed.) *Conservation Biology: The science of scarcity and diversity*. Sinauer Assoc. Inc. Publ. Sunderland, Massachusetts. pp. 257-285.
- MacArthur, R. H., Wilson, E. O. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17: 373-387.
- MacArthur, R. H., Diamond, J. M., Karr, J. R. 1972. Density compensation in island faunas. *Ecology* 53 (2): 330-342.

- McGarigal, K., Marks, B.J. 1994. Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Technical report, Forest Science Department, Oregon State University.
- Mackenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Royle, J. A., Langtimm, C. A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248-2255.
- Mackenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L., Hines, J. E. 2006. *Occupancy estimation and modeling*. London. Academic Press.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Malden. Blackwell Publishing. 256 pg.
- Melo, A. S., Hepp, L. U. 2008. Ferramentas estatísticas para análises de dados provenientes de biomonitoramento. *Oecologia brasiliensis* 12 (3): 463-486.
- Mosher, J. A., Fuller, M. R., Kopeny, M. 1990. Surveying woodland raptors by broadcast of conspecific vocalizations. *Journal Field Ornithology* 61 (4): 453-461.
- Naka L. N., Cohn-Haft, M., Mallet-Rodrigues, F., Santos, M. D., Torres, M. F. 2006. The avifauna of the Brazilian state of Roraima: bird distribution and biogeography in the Rio Branco basin. *Revista Brasileira de Ornitologia* 14 (3): 197-238.
- Nepstad, D.C., Moreira, A. G., Alencar, A. A. 1999. *Flames in the rain forest: origins, impacts and alternatives to Amazonian fire. The pilot program to conserve the program to conserve the Brazilian rain forest*. Brasilia, Brazil.
- Nimer, E. 1979. *Climatologia do Brasil. Série Recursos Naturais e Meio Ambiente. Superintendência de Recursos Naturais e Meio Ambiente- Brasil* (4).
- Peres, C. A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology* 15: 1490-1505.
- Pimm, S. L., Jones, H. L., Diamond, J. 1988. On the risk of extinction. *American Naturalist* 132: 757-785.

- Ridgely, R. S., Tudor, G. 1989. Birds of South America. Vol. 2. Austin, University of Texas Press.
- Robbins, M. B., Braun, M. J., Milensky, C. M., Schmidt, B. K., Prince, W., Rice, N. H., Finch, D. W., O'Shea, B. J. 2007. Avifauna of the upper Essequibo River and Acary Mountains, southern Guyana. *Ornitologia Neotropical* 18: 339-368.
- Robinson, W. D. 2001. Changes in abundance of birds in a Neotropical forest fragment over 25 years: a review. *Animal Biodiversity and Conservation* 24 (2): 51-65.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J., Margules, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology* 5 (1): 18-32.
- Shahabuddin, G., Terborgh, J. W. 1999. Frugivorous butterflies in Venezuelan forest fragments: abundance, diversity and the effects of isolation. *Journal of Tropical Ecology* 15: 703-722.
- Sick, H. 1967. Rios e enchentes na Amazônia como obstáculo para a avifauna. *Atas do Simpósio sobre a Biota Amazônica 5 (Zoologia)*: 495-520.
- Simberloff, D. S., Abele, L. G. 1976. Island Biogeography theory and conservation practice. *Science* 191:
- Sokal, R.R., Rohlf, J. F. 1997. *Biometry: The principles and practice of statistics in biological research*. 3^a ed. New York: W. H. Freeman.
- Souza, M. B. 2009. Efeitos da fragmentação insular sobre a comunidade de primatas na Amazônia central. Dissertação (mestrado) Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, Manaus.
- St. Clair, C. C. 2003. Comparative permeability of roads, Rivers, and meadows to Forest songbirds in Banff National Park. *Conservation Biology* 17: 1-11.
- Stouffer, P. C., Bierregaard, R. O. 1995a. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76 (8): 2429-2445.
- Stouffer, P. C., Bierregaard, R. O. 1995b. Effects of forest fragmentation on understory hummingbirds in Amazonian Brazil. *Conservation Biology* 9 (5): 1085-1094.

- Stouffer, P. C., Bierregaard, R. O., Strong, C., Lovejoy, T. E. 2006. Long-term landscape change and bird abundance in Amazonian rainforest fragments. *Conservation Biology* 20 (4): 1212-1223.
- Stouffer, P.C., Strong, C., Naka, L. N. 2009. Twenty years of understory bird extinctions from Amazonian Rain forest fragments: consistent trends and landscape-mediated dynamics. *Diversity and Distributions* 15: 88-97.
- Stratford, J. A., Stouffer, P. C. 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conservation Biology* 13 (6): 1416-1423.
- Terborgh, J. 1974. Preservation of natural diversity: The problem of extinction prone species. *Bioscience* 24 (12): 715-722.
- Terborgh, J., Robinson, S. K., Parker III, T. A., Munn, C. A., Pierpont, N. 1990. Structure and organizations of an Amazonian forest bird community. *Ecological Monographs* 60 (2): 213-238.
- Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24 (2b): 283-292.
- Terborgh, J., Lopez, L., Tello, J. S. 1997. Bird communities in transitions: the Lago Guri Islands. *Ecology* 78 (5): 1494-1501.
- Vielliard, J. E. M. 2000. Bird community as an indicator of biodiversity: results from quantitative surveys in Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 72 (3): 323-330.
- Yahner, R. 1988. Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology* 2 (4): 333-339.
- Whittaker, R. J., Fernández-Palacios, J. M. 2007. *Island Biogeography: Ecology, evolution and conservation*. 2^a ed. New York. Oxford University Press.
- Wilcox, B. A., Murphy, D. D. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist* 125: 879-887.
- Willis, E. O. 1974. Population and local extinctions of birds on Barro Colorado Isle, Panama. *Ecological Monographs* 44: 153-169.

- Willis, E. O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 33 (1): 1-25.
- Willis, E. O., Oniki, Y. 1988. Aves observadas em Balbina, Amazonas e os prováveis efeitos da barragem. *Ciência e Cultura* 40:280-284.

Tabela 1: Abundância média por ilha amostrada no reservatório da UHE Balbina

Espécie (guilda)	Ilhas														
	4.7	12.7	13.9	14.7	16.5	17.3	18.4	20.7	25.8	31.7	37.7	37.9	39.5	53.6	54.9
<i>Tinamus major</i> (os)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0
<i>Crypturellus variegatus</i> (os)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.67	0	0.25	0.6	0	0
<i>Odontophorus gujanensis</i> (os)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psophia crepitans</i> (os)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.25	0	0	0	0
<i>Micrastur ruficollis</i> (ca)	0	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0	0.5	0.33	0.25	0.25	0.4	0.6	0
<i>Micrastur gilvicollis</i> (ca)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrastur mirandollei</i> (ca)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrastur semitorquatus</i> (ca)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Schistocichla leucostigma</i> (is)	0	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myrmeciza ferruginea</i> (is)	0	0	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0.25	0	0	0
<i>Myrmornis torquata</i> (is)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Grallaria varia</i> (is)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hylopezus macularius</i> (is)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myrmothera campanisona</i> (is)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.25	0	0	0	0
<i>Formicarius colma</i> (is)	0	0	0	0	0	0	0	1.5	0	0	0	0.25	0	0	0
<i>Formicarius analis</i> (is)	0	0	0	0	0	0	0	0	0.5	0	0	0	0	0	0
<i>Corytopis torquata</i> (is)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sclerurus mexicanus</i> (is)	0	0	0	0	0	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0.5
<i>Sclerurus rufularis</i> (is)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sclerurus caudacutus</i> (is)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

A nomenclatura das ilhas corresponde à área em hectares das mesmas. os=onívoras de solo, ca=carnívoras, is=insetívoras de solo

Tabela 1: Abundância média por ilha amostrada no reservatório da UHE Balbina

Espécie (guilda)	Ilhas														
	85.	98.6	126	190	213	218	312	475	690	1012	1466	1815	FCA	FCB	FCC
<i>Tinamus major</i> (os)	0	0	0	0	0	0.3	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2	0.2
<i>Crypturellus variegatus</i> (os)	0	0.2	0.4	0.4	0.1	0.1	0.5	0.5	0.5	0.4	0.1	0.5	0.1	0.5	0.6
<i>Odontophorus gujanensis</i> (os)	0	0	0.2	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0.1	0.1	0.2	0
<i>Psophia crepitans</i> (os)	0	0	0	0.8	0.1	0	0	1.8	0.2	0.5	0.6	0	0.8	0.7	0.2
<i>Micrastur ruficollis</i> (ca)	0	0.4	0	0.2	0	0.4	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.2	0.4	0.1	0.3
<i>Micrastur gilvicollis</i> (ca)	0	0.2	0	0	0	0.6	0.1	0.2	0.1	0.1	0.3	0.4	0.4	0.2	0.2
<i>Micrastur mirandollei</i> (ca)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0
<i>Micrastur semitorquatus</i> (ca)	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0.1	0
<i>Schistocichla leucostigma</i> (is)	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0.3	0
<i>Myrmeciza ferruginea</i> (is)	0.8	0	0.4	0	0.4	0.7	0.6	0.6	0.4	0.2	0.3	0.3	0.2	0.5	0.3
<i>Myrmornis torquata</i> (is)	0	0	0	0	0	0	0.1	0.2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Grallaria varia</i> (is)	0	0	0	0	0	0.2	0.6	0	0	0	0	0.1	0	0.3	0.1
<i>Hylopezus macularius</i> (is)	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0.3	0
<i>Myrmothera campanisona</i> (is)	0	0	0.2	0	0	0.2	0.2	0	0	0	0.2	0.2	0	0.4	0.2
<i>Formicarius colma</i> (is)	0	0.4	0.4	0	0.3	0.2	0.4	0.4	0	0	0.3	0.2	0	0.3	0.6
<i>Formicarius analis</i> (is)	0	0	0	0	0.1	0.8	0.8	0.7	0	0.4	0.5	0.3	0.5	0.9	0.5
<i>Corytopis torquata</i> (is)	0	0	0.2	0	0	0.1	0	0.1	0.2	0	0	0	0.1	0.3	0.5
<i>Sclerurus mexicanus</i> (is)	0	0	0	0	0	0.2	0.3	0	0	0.2	0	0	0	0.2	0
<i>Sclerurus ruficularis</i> (is)	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0.1	0.1	0	0	0	0	0
<i>Sclerurus caudacutus</i> (is)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0

FCA= floresta continua transecção A. FCB= floresta continua transecção B. FCC= floresta continua transecção C.

Tabela 1: Abundância média por ilha amostrada no reservatório da UHE Balbina

Espécie (guilda)	Ilhas														
	4.7	12.9	13.9	14.7	16.5	17.3	18.4	20.7	25.8	31.7	37.7	37.9	39.5	53.6	54.8
<i>Dendrocincla fuliginosa</i> (it)	1	0	0	1	1	1.5	0.5	0.5	1.5	1	0.75	0.75	1.2	0.2	1
<i>Dendrocincla merula</i> (it)	0	0	0	0	0.5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Deconychura longicauda</i> (it)	0	0	0	0	0.5	0	0	0.5	0.5	0	0	0	0	0	0
<i>Deconychura stictolaema</i> (it)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (it)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Glyphorhynchus spirurus</i> (it)	0	0	0	0	0	0.5	0.5	0	0	0.33	0	0	0	0.2	1
<i>Dendrexetastes rufigula</i> (it)	0	0	0.5	0.5	0	0	1	0	0	0.33	0.75	0.75	1	0.4	0.5
<i>Hylexetastes perrotii</i> (it)	0	0	0	0.5	1	0	0	0	0	0	0.25	0	0	0	0.25
<i>Dendrocolaptes certhia</i> (it)	0	1.5	0	1	1.5	0.5	1	1.5	1.5	1.33	1.25	1	0.6	0.2	0.75
<i>Dendrocolaptes picumnus</i> (it)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0.25	0.4	0.4	0.25
<i>Xiphocolaptes promeropirhyncus</i> (it)	0	0	0	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.6	0
<i>Xiphorhynchus pardalotus</i> (it)	0	1	0.5	0	1	0.5	0.5	2	0.5	1.33	1	0.5	1.2	0.8	0.75
<i>Xiphorhynchus obsoletus</i> (it)	0	0	1	0.5	0	0	0	0	0	0	0.25	0.5	0.2	0	0.25
<i>Lepidocolaptes albolineatus</i> (it)	0	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0.33	0	0.25	0	0.2	0
<i>Campylorhamphus procurvoides</i> (it)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0.25
<i>Picumnus exilis</i> (ot)	0	0	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melanerpes cruentatus</i> (ot)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Veniliornis cassini</i> (ot)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.33	0	0	0	0.2	0
<i>Piculus flavigula</i> (ot)	0	0	1	0.5	0	0.5	0.5	0.5	0.5	0.33	0.25	0	0.4	0.4	0.25

A nomenclatura das ilhas corresponde à área em hectares das mesmas. it=insetívoras de tronco, ot=onívoras de tronco

Tabela 1: Abundância média por ilha amostrada no reservatório da UHE Balbina

Espécie (guilda)	Ilhas														
	85	98.6	126	190	213	218	312	475	690	1012	1466	1815	FCA	FCB	FCC
<i>Dendrocincla fuliginosa</i> (it)	0.6	0.8	0.2	0.2	0.9	1	0.3	0.6	0.5	0.5	0.4	0.6	1	1	0.6
<i>Dendrocincla merula</i> (it)	0	0.2	0.2	0.2	0.3	0	0.2	0.1	0.2	0	0.7	0.2	0.5	0.4	0
<i>Deconychura longicauda</i> (it)	0	0	0	0	0.1	0.6	0.2	0	0.1	0	0.2	0.5	0.1	0.2	0.4
<i>Deconychura stictolaema</i> (it)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (it)	0	0	0	0	0	0.1	0.1	0.3	0	0	0	0.3	0	0	0.3
<i>Glyphorhynchus spirurus</i> (it)	0.4	0.6	0.4	0.8	0.8	0.2	0.5	0.4	0.7	0.4	0.4	0	0.3	0.6	0.7
<i>Dendrexetastes rufigula</i> (it)	0.2	0.8	0.6	0.2	0.6	0.1	0.4	0.5	0.2	0.3	0.2	0.6	0.2	0.6	0.3
<i>Hylexetastes perrotii</i> (it)	0.4	0	0.2	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0.2	0	0	0.1
<i>Dendrocolaptes certhia</i> (it)	0.8	1.2	0.4	0.4	0.3	0.5	0.3	0.5	0.9	0.8	0.5	0.4	0.5	0.5	0.8
<i>Dendrocolaptes picumnus</i> (it)	0.2	0.4	0	0	0	0.3	0	0	0	0.1	0.1	0	0	0	0.1
<i>Xiphocolaptes promeropirhynchus</i> (it)	0	0.4	0	0	0	0	0.1	0	0	0.1	0	0	0	0	0
<i>Xiphorhynchus pardalotus</i> (it)	1	1.2	0.8	1.2	0.9	1.2	0.5	1.2	1.2	1.1	1.5	0.9	0.7	1.2	0.6
<i>Xiphorhynchus obsoletus</i> (it)	0.2	0.2	0	0.2	0.1	0	0.2	0	0.1	0.3	0.1	0	0	0	0.2
<i>Lepidocolaptes albolineatus</i> (it)	0.4	0	0	0	0	0.1	0	0.1	0	0.2	0.1	0	0	0.1	0.1
<i>Campylorhamphus procurvoides</i> (it)	0.2	0	0	0	0.1	0.1	0	0	0	0.1	0	0	0	0.3	0.1
<i>Picumnus exilis</i> (ot)	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0.1	0
<i>Melanerpes cruentatus</i> (ot)	0	0.2	0	0.4	0.2	0.3	0	0.1	0.1	0	0.2	0	0.3	0.3	0
<i>Veniliornis cassini</i> (ot)	0.6	0.2	0.4	0	0	0.3	0.3	0.1	0.5	0.1	0	0	0.3	0.3	0.3
<i>Piculus flavigula</i> (ot)	0.2	0.6	0	0	0.6	0.1	0.2	0	0	0.4	0.1	0.1	0.2	0.4	0.1

FCA= floresta continua transecção A. FCB= floresta continua transecção B. FCC= floresta continua transecção C.

Tabela 1: Abundância média por ilha amostrada no reservatório da UHE Balbina

Espécie (guilda)	Ilhas														
	4.7	12.9	13.9	14.7	16.5	17.3	18.4	20.7	25.8	31.7	37.7	37.9	39.5	53.6	54.8
<i>Piculus chrysochloros</i> (ot)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4	0	0
<i>Celeus undatus</i> (ot)	0	0.5	0.5	1	0	0	0	0	0	1	0.25	0.25	0.2	0.2	0
<i>Celeus elegans</i> (ot)	0	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0.67	0.25	0.25	0.2	0	0
<i>Celeus flavus</i> (ot)	1	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0.67	0.25	1.25	0.4	0	0
<i>Celeus torquatus</i> (ot)	0	0	0	0.5	0	0.5	0.5	0	0	0.67	0	0	0	0.4	0
<i>Dryocopus lineatus</i> (ot)	0	0	0.5	0	0	0.5	0.5	0	0.5	0	0	0	0.4	0.2	0
<i>Campephilus rubricollis</i> (ot)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.33	0.5	0	0	0.4	0.75
<i>Schiffornis turdinus</i> (fo)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.33	0	0	0	0	0
<i>Piprites chloris</i> (fo)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tyranneutes virescens</i> (fo)	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1.67	0.5	0.25	0	0.6	0.75
<i>Neopelma chrysocephalum</i> (fo)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Manacus manacus</i> (fo)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corapipo gutturalis</i> (fo)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0.25	0	0	0	0
<i>Dixiphia pipra</i> (fo)	0	2	0.5	1	0	0	0.5	0	0.5	1	0.75	0.25	0	0.8	0.5
<i>Lepidothrix serena</i> (fo)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pipra erythrocephala</i> (fo)	0	0	0	0	0.5	0	0	0	0	0.33	0	0	0.4	0	0

A nomenclatura das ilhas corresponde à área em hectares das mesmas. ot=onívoras de tronco, fo=pequenas frugívoras/onívoras

Tabela 1: Abundância média por ilha amostrada no reservatório da UHE Balbina

Espécie (guilda)	Ilhas														
	85	98.6	126	190	213	218	312	475	690	1012	1466	1815	FCA	FCB	FCC
<i>Piculus chrysochloros</i> (ot)	0	0.2	0	0.2	0	0.2	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0
<i>Celeus undatus</i> (ot)	0	0	0.4	0.2	0.3	0.4	0.6	0.5	0	0.5	0.5	0.6	0.5	0.5	1
<i>Celeus elegans</i> (ot)	0	0.4	0	0.4	0.2	0.2	0.1	0.1	0	0.1	0.1	0	0.1	0.1	0.1
<i>Celeus flavus</i> (ot)	0	0	0	0	0	0.1	0.1	0	0	0.1	0.3	0.2	0.1	0.2	0.2
<i>Celeus torquatus</i> (ot)	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0.2	0	0	0	0.3	0
<i>Dryocopus lineatus</i> (ot)	0.4	0.2	0.2	0	0.5	0	0	0.2	0.1	0.1	0.2	0	0.1	0	0
<i>Campephilus rubricollis</i> (ot)	0.2	0.2	0.4	0	0.4	0.6	0.3	0.3	0.6	0.5	0.4	0.4	0.3	0	0.1
<i>Schiffornis turdinus</i> (fo)	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0.3	0.3	0.7	0	0.3	0.1	0.4
<i>Piprites chloris</i> (fo)	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0.1	0.1	0.2	0.1	0	0
<i>Tyranneutes virescens</i> (fo)	0	1	1	0.4	0.7	1.6	0.7	1.1	0.7	0.3	1	0.8	0.6	0.3	0.7
<i>Neopelma chrysocephalum</i> (fo)	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0.1	0	0.1	0	0	0	0
<i>Manacus manacus</i> (fo)	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0.1
<i>Corapipo gutturalis</i> (fo)	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0.2	0	0.1	0.1	0	0	0.2
<i>Dixiphia pipra</i> (fo)	0.2	0.8	0	0	0.2	0.1	0.1	0.3	0.3	0.6	0.4	0	0	0.4	0.6
<i>Lepidothrix serena</i> (fo)	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0.1	0.3	0.2	0.2	0.2	0.2	0.3
<i>Pipra erythrocephala</i> (fo)	0	0	0.2	0.4	0	0	0.2	0	0	0.1	0.2	0	0.3	0.2	0.6

FCA= floresta continua transecção A. FCB= floresta continua transecção B. FCC= floresta continua transecção C.

Tabela 2: Resultados de regressão múltipla para riqueza acumulada, abundância média e composição por ilha amostrada

Análise por ilha amostral				
Riqueza acumulada		R ² =0.800	F=16.76	p<0.001
Variável*	Coef.	d.v.	t	p
Const.	-0.161	1.237	-0.130	0.898
Área	0.389	0.072	5.383	<0.001
MPI	-0.019	0.046	-0.418	0.680
MNN	0.232	0.099	2.358	0.028
DC	-0.009	0.035	-0.272	0.789
DR	-0.025	0.067	-0.382	0.707
Abundância média		R ² =0.344	F=2.20	p=0.093
Variável*	Coef.	d.v.	t	p
Const.	0.703	1.147	0.613	0.547
Área	0.158	0.067	2.356	0.028
MPI	-0.032	0.043	-0.751	0.461
MNN	0.070	0.091	0.761	0.455
DC	0.009	0.032	0.269	0.790
DR	0.017	0.062	0.282	0.781
Composição		R ² =0.314	F=1.920	p=0.134
Variável*	Coef.	d.v.	t	p
Const.	-0.588	0.724	-0.813	0.425
Área	0.068	0.042	1.609	0.123
MPI	0.013	0.027	0.467	0.645
MNN	0.073	0.058	1.267	0.219
DC	0.010	0.020	0.497	0.624
DR	-0.012	0.039	-0.313	0.757

Tabela 3: Resultados de regressão múltipla para riqueza acumulada e abundância média por guilda por ilha amostral

Análise por ilha amostral									
Insetívoras de tronco									
Riqueza acumul.		R ² =0.790	F=15.77	p<0.001	Abundância média		R ² =0.1052	F=0.494	p=0.777
Variável*	Coef.	d.v.	t	p	Variável*	coef.	d.v.	t	p
Const.	-6.137	5.432	-1.130	0.271	Const.	3.359	4.855	0.692	0.497
Área	1.806	0.318	5.682	<0.001	Área	0.227	0.284	0.798	0.434
MPI	-0.191	0.202	-0.945	0.356	MPI	-0.120	0.181	-0.666	0.513
MNN	1.294	0.433	2.990	0.007	MNN	-0.162	0.387	-0.419	0.679
DC	0.019	0.152	0.122	0.904	DC	0.162	0.136	1.187	0.248
DR	-0.381	0.292	-1.305	0.206	DR	-0.006	0.261	-0.023	0.982
Onívoras de tronco									
Riqueza acumul.		R ² =0.4358	F=3.245	p=0.025	Abundância média		R ² =0.043	F=0.187	p=0.964
Variável*	Coef.	d.v.	t	p	Variável*	coef.	d.v.	t	p
Const.	-3.991	8.260	-0.483	0.634	Const.	1.740	3.492	0.498	0.623
Área	1.057	0.483	2.187	0.040	Área	-0.004	0.204	-0.020	0.984
MPI	-0.148	0.308	-0.481	0.635	MPI	-0.020	0.130	-0.153	0.880
MNN	0.807	0.658	1.226	0.234	MNN	0.096	0.278	0.345	0.734
DC	-0.268	0.232	-1.158	0.260	DC	-0.077	0.098	-0.786	0.441
DR	-0.159	0.444	-0.358	0.724	DR	-0.076	0.188	-0.407	0.688

Insetívoras de solo					Abundância média				
Riqueza acumul.		R ² =0.632	F=7.22	p<0.001	Riqueza acumul.		R ² =0.531	F=4.762	p<0.001
Variável*	Coef.	d.v.	t	p	Variável*	coef.	d.v.	t	p
Const.	-11.13	6.931	-1.606	0.123	Const.	-5.635	2.598	-2.169	0.042
Área	1.018	0.405	2.511	0.020	Área	0.350	0.152	2.302	0.032
MPI	0.111	0.258	0.429	0.672	MPI	0.007	0.097	0.072	0.943
MNN	0.514	0.552	0.931	0.362	MNN	0.370	0.207	1.789	0.088
DC	-0.189	0.195	-0.970	0.343	DC	-0.058	0.073	-0.800	0.433
DR	0.757	0.373	2.031	0.055	DR	0.324	0.140	2.318	0.031

Onívoras de solo					Abundância média				
Riqueza acumul.		R ² =0.862	F=26.25	p<0.001	Riqueza acumul.		R ² =0.388	F=2.661	p=0.051
Variável*	coef.	d.v.	t	p	Variável*	coef.	d.v.	t	p
Const.	-5.481	2.156	-2.542	0.019	Const.	-2.150	2.230	-0.964	0.346
Área	0.767	0.126	6.078	<0.001	Área	0.294	0.130	2.255	0.035
MPI	-0.092	0.080	-1.141	0.267	MPI	-0.053	0.083	-0.642	0.528
MNN	0.098	0.172	0.570	0.575	MNN	0.024	0.178	0.135	0.894
DC	-0.055	0.061	-0.916	0.370	DC	0.025	0.063	0.404	0.690
DR	0.294	0.116	2.535	0.019	DR	0.113	0.120	0.946	0.355

Carnívoras					Abundância média				
Riqueza acumul.		R ² =0.367	F=2.439	p=0.068	Riqueza acumul.		R ² =0.051	F=0.226	p=0.947
Variável*	Coef.	d.v.	t	p	Variável*	coef.	d.v.	t	p
Const.	0.344	2.764	0.124	0.902	Const.	0.586	1.164	0.504	0.620
Área	0.277	0.162	1.712	0.102	Área	-0.002	0.068	-0.028	0.978
MPI	0.003	0.103	0.032	0.975	MPI	0.019	0.043	0.438	0.666
MNN	-0.050	0.220	-0.229	0.821	MNN	-0.026	0.093	-0.282	0.781
DC	0.041	0.078	0.522	0.607	DC	0.029	0.033	0.903	0.377
DR	-0.021	0.149	-0.143	0.888	DR	-0.002	0.063	-0.037	0.971

Pequenas frugívoras/onívoras					Abundância média				
Riqueza acumul.		R ² =0.705	F=10.02	p<0.001	Riqueza acumul.		R ² =0.132	F=0.638	p=0.673
Variável*	Coef.	d.v.	t	p	Variável*	coef.	d.v.	t	p
Const.	2.274	5.041	0.451	0.656	Const.	0.429	4.332	0.099	0.922
Área	0.844	0.295	2.862	0.009	Área	0.233	0.253	0.921	0.368
MPI	-0.074	0.188	-0.396	0.696	MPI	-0.098	0.161	-0.606	0.551
MNN	-0.307	0.402	-0.764	0.453	MNN	0.044	0.345	0.126	0.901
DC	-0.161	0.141	-1.136	0.269	DC	-0.058	0.122	-0.479	0.637
DR	-0.208	0.271	-0.767	0.452	DR	-0.099	0.233	-0.423	0.676

*MPI = Índice de Proximidade Médio, MNN = Média de Distância as Áreas Adjacentes, DC = Menor Distância ao Continente, DR = Menor Distância ao rio

Tabela 4: Comparações de riqueza acumulada e abundância média por ilha entre floresta contínua e subconjuntos de ilhas através de teste de Anova (*one way*).

Análises por ilha amostral					
Riqueza acumulada	F=22.56	p<0.001	Abundância média	F=3.205	p=0.030
teste Levene* p=0.651	Q	p	teste Levene* p=0.903	Q	p
Ilhas <55 ha	9.299	<0.001	Ilhas <55 ha	4.94	0.055
Ilhas 85 a 218 ha	5.269	0.008	Ilhas 85 a 218 ha	3.057	0.227
Ilhas 312 a 690 ha	2.503	0.413	Ilhas 312 a 690 ha	1.947	0.648
Ilhas > 1000 ha	1.712	0.745	Ilhas > 1000 ha	1.886	0.674
Floresta contínua			Floresta contínua		

Número de ilhas: Conjunto <55ha =15; conjunto 85 a 218ha =6; conjunto 312 a 690 =3; conjunto >1000=3; *teste para homogeneidade de variâncias de Levene. Q= comparações entre pares de Tukey.

Tabela 5: Comparação por teste de Anova (*one way*) da riqueza e abundância por ponto amostral entre agrupamentos de ilhas próximas e ilhas únicas de área equivalente.

Conjunto A*				área somada = 225 ha			
Riqueza	Anova			Abundância máxima	Anova		
	L	F	p		L	F	p
213 ha	p=0.738	1.439	0.239	213 ha	p=0.167	0.652	0.426
218 ha	p=0.007	9.66	0.011	218 ha	p=0.003	11.79	0.013
312 ha	p=0.309	6.03	0.020	312 ha	p=0.512	3.206	0.083
Conjunto B**				área somada = 93.2 ha			
Riqueza	Anova			Abundância máxima	Anova		
	L	F	p		L	F	p
85	p=0.388	0.726	0.409	85	p=0.371	0.940	0.349
98.6	p=0.573	2.557	0.132	98.6	p=0.434	0.903	0.358
126	p=0.209	0.156	0.698	126	p=0.246	0.640	0.437
Conjunto C***				área somada = 530 ha			
Riqueza	Anova			Abundância máxima	Anova		
	L	F	p		L	F	p
475 ha	p=0.562	0.025	0.875	475 ha	p=0.955	0.477	0.495
690 ha	p=0.789	2.866	0.102	690 ha	p=0.732	2.277	0.142
Conjunto D****				área somada = 1440 ha			
Riqueza	Anova			Abundância máxima	Anova		
	L	F	p		L	F	p
Ilha 1012 ha	p=0.818	1.271	0.267	Ilha 1012 ha	p=0.965	0.262	0.611
Ilha 1466 ha	p=0.863	3.844	0.057	Ilha 1466 ha	p=0.889	3.288	0.078
Ilha 1815 ha	p=0.551	0.021	0.885	Ilha 1815 ha	p=0.183	0.403	0.842

L.=teste para homogeneidade de variâncias de Levene. *Ilhas do conjunto A: 12.7 ha, 13.9 ha, 14.7 ha, 37.7 ha, 37.9 ha, 53.6 ha e 54.8 ha. O raio da área do conjunto 1 é de 2.200 m. **Ilhas do conjunto B: 4.7 ha, 17.3, 31.7 ha e 39.5 ha. O raio da área do conjunto 2 é de 1.300 m. *** Ilhas do conjunto C: 218 ha e 312 ha. O raio da área do conjunto 3 é de 1500m.**** Ilhas do conjunto D: 85 ha, 190 ha, 475 ha e 690 ha, O raio da área do conjunto 4 é de 6.000 m.

Tabela 6: Estimativas dos parâmetros do principal modelo de máxima verossimilhança e estimativa de pontos ocupados para cada espécie na área de estudo

Espécie	modelo	Parâmetros estimados		% pontos ocupados
		Ocupação (Ψ)	Deteção (p)	
Onívoras de solo				
<i>Tinamus major</i>	$\Psi(A),p(.)$	3.032	-	9.9
<i>Crypturellus variegatus</i>	$\Psi(A),p(pr+h)$	0.748	pr(-0.870), h(-2.857)	21.1
<i>Psophia crepitans</i>	$\Psi(MNN),p(.)$	-2.837	-	13.4
Insetívoras de solo				
<i>Grallaria varia</i>	$\Psi(MPI),p(.)$	528.044	-	5.6
<i>Myrmothera campanisona</i>	$\Psi(.),p(.)$	-	-	7
<i>Myrmeciza ferruginea</i>	$\Psi(MPI),p(pr+h)$	1.233	pr(-0.628), h(-1.359)	2.9
<i>Formicarius colma</i>	$\Psi(DR),p(.)$	0.959	-	16.9
<i>Formicarius analis</i>	$\Psi(A),p(pr+h)$	2.297	pr(-1.362), h(-1.215)	22.5
<i>Sclerurus mexicanus</i>	$\Psi(DC),p(.)$	-1.376	-	
Carnívoras de estrato médio				
<i>Micrastur gilvicolis</i>	$\Psi(A),p(.)$	2.232	-	12
<i>Micrastur ruficollis</i>	$\Psi(.),p(.)$	-	-	19.7
Onívoras de tronco				
<i>Melanerpes cruentatus</i>	$\Psi(A),p(.)$	-0.390	-	12
<i>Veniliornis cassini</i>	$\Psi(MPI),p(.)$	1.060	-	13.4
<i>Celeus undatus</i>	$\Psi(A),p(pr+h)$	0.783	pr(-0.397), h(-2.006)	26.8
<i>Celeus elegans</i>	$\Psi(A),p(.)$	-0.736	-	12
<i>Celeus torquatus</i>	$\Psi(MPI),p(.)$	-0.484	-	10.6
<i>Celeus torquatus</i>	$\Psi(.),p(.)$	-	-	7
<i>Piculus flavigula</i>	$\Psi(DC),p(pr+h)$	-0.336	pr(-1.326), h(-0.836)	23.2
<i>Piculus chrysochloros</i>	$\Psi(DC),p(.)$	-2.007	-	5
<i>Dryocopus lineatus</i>	$\Psi(MPI),p(.)$	-0.874	-	15.5
<i>Campephilus rubricollis</i>	$\Psi(A),p(pr+h)$	0.580	pr(-0.982), h(-1.090)	29.6
Insetívoras de tronco				
<i>Dendrocincla fuliginosa</i>	$\Psi(A),p(pr+h)$	-0.279	pr(-0.732), h(-1.382)	57
<i>Dendrocincla merula</i>	$\Psi(A),p(pr+h)$	2.622	pr(-2.990), h(-2.027)	14.1
<i>Deconychura longicauda</i>	$\Psi(MPI),p(.)$	1.803	-	12.7
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	$\Psi(DC),p(.)$	1.071	-	5.6
<i>Glyphorinchus spirurus</i>	$\Psi(DR),p(h)$	0.386	h (-1.444)	33
<i>Dendrexetastes rufigula</i>	$\Psi(MPI),p(pr+h)$	-0.334	pr(-1.470), h(-2.269)	33
<i>Hylexetastes perrotii</i>	$\Psi(DC),p(.)$	2.629	-	10
<i>Xiphocolaptes promeropirhynchus</i>	$\Psi(MNN),p(.)$	2.129	-	5
<i>Dendrocolaptes certhia</i>	$\Psi(MPI),p(pr+h)$	-0.434	pr(-1.235), h(-2.814)	45
<i>Dendrocolaptes piccumnus</i>	$\Psi(A),p(.)$	-0.555	-	8.5
<i>Xiphorhynchus pardalotus</i>	$\Psi(MNN),p(pr+h)$	-0.224	pr(-0.438), h(-0.922)	79.6
<i>Xiphorhynchus obsoletus</i>	$\Psi(MPI),p(.)$	-0.834	-	12.3
<i>Lepidocolaptes albolineatus</i>	$\Psi(DR),p(.)$	-1.174	-	7
<i>Campylorhamphus procurvoides</i>	$\Psi(DR),p(.)$	-0.664	-	5.6
Pequenas Frugívoras/ Onívoras				
<i>Schiffornis turdinus</i>	$\Psi(DC),p(.)$	-240.495	-	7
<i>Piprites chloris</i>	$\Psi(A),p(.)$	4.688	-	5.6
<i>Corapipo gutturalis</i>	$\Psi(DR),p(.)$	-97.277	-	5.6
<i>Tyrannetes virescens</i>	$\Psi(MPI),p(pr+h)$	0.284	-	49.3
<i>Dixiphia pipra</i>	$\Psi(DR),p(pr+h)$	-0.462	pr(-1.072), h(-0.020)	24
<i>Pipra erythrocephala</i>	$\Psi(DC),p(.)$	-1.636	-	8.5
<i>Lepidothrix serena</i>	$\Psi(A),p(.)$	17.109	-	5.6

Ψ =probabilidade de ocupação, p = probabilidade de detecção, A =área, MPI =índice de proximidade médio, MNN = Média de distância às áreas adjacentes, DC = Menor distância ao continente, DR = Menor distância ao rio, h = períodos no dia de amostragem, pr =períodos durante o estudo, pb = utilização dos métodos de censo e *play back*, $\Psi(.),p(.)$ =modelo nulo.

Tabela 7: Os cinco principais modelos da análise de máxima verossimilhança para cada espécie na área de estudo em ordem decrescente de importância

Modelo	AIC	Δ AIC	W
Onívoras de solo			
<i>Tinamus major</i>			
$\Psi(A),p(.)$	149.88	0	0.765
$\Psi(MPI),p(.)$	152.53	2.65	0.2033
$\Psi(MNN),p(.)$	158.26	8.38	0.0116
$\Psi(.),p(.)$	158.38	8.5	0.0109
$\Psi(DR),p(.)$	158.73	8.85	0.0092
<i>Crypturellus variegatus</i>			
$\Psi(A),p(pr+h)$	270.68	0	0.3195
$\Psi(MPI),p(pr+h)$	272.02	1.34	0.1635
$\Psi(A),p(pr+pb+h)$	272.68	2	0.1175
$\Psi(DR),p(pr+h)$	272.71	2.03	0.1158
$\Psi(MPI),p(pr+pb+h)$	274.02	3.34	0.0601
$\Psi(.),p(.)$	284	13.32	0.0004
<i>Psophia crepitans</i>			
$\Psi(MNN),p(.)$	171.45	0	0.8682
$\Psi(A),p(.)$	175.62	4.17	0.1079
$\Psi(DR),p(.)$	179.3	7.85	0.0171
$\Psi(MPI),p(.)$	182.54	11.09	0.0034
$\Psi(.),p(.)$	183.09	11.64	0.0026
Insetívoras de solo			
<i>Grallaria varia</i>			
$\Psi(MPI),p(.)$	76.06	0	0.9536
$\Psi(DR),p(.)$	82.74	6.68	0.0338
$\Psi(DC),p(.)$	85.25	9.19	0.0096
$\Psi(MNN),p(.)$	87.81	11.75	0.0027
$\Psi(.),p(.)$	93.36	17.3	0.0002
<i>Myrmothera campanisona</i>			
$\Psi(.),p(.)$	135.84	0	0.7595
$\Psi(MPI),p(.)$	139.07	3.23	0.1511
$\Psi(DC),p(.)$	141.68	5.84	0.041
$\Psi(A),p(.)$	142.29	6.45	0.0302
$\Psi(DR),p(.)$	143.92	8.08	0.0134
<i>Formicarius colma</i>			
$\Psi(DR),p(.)$	242.82	0	0.7849
$\Psi(MPI),p(.)$	248.05	5.23	0.0574
$\Psi(A),p(.)$	248.2	5.38	0.0533
$\Psi(.),p(.)$	248.96	6.14	0.0364
$\Psi(MNN),p(.)$	249.09	6.27	0.0341
<i>Formicarius analis</i>			
$\Psi(A),p(pr+h)$	295.76	0	0.6972
$\Psi(A),p(pr+pb+h)$	297.76	2	0.2565
$\Psi(MPI),p(pr+h)$	301.86	6.1	0.033
$\Psi(MPI),p(pr+pb+h)$	303.86	8.1	0.0121
$\Psi(DR),p(pr+h)$	310.19	14.43	0.0005
$\Psi(.),p(.)$	343.33	47.57	0
<i>Myrmeciza ferruginea</i>			
$\Psi(MPI),p(pr+h)$	332.94	0	0.6214
$\Psi(MPI),p(pr+pb+h)$	334.94	2	0.2286
$\Psi(MPI),p(h)$	336.59	3.65	0.1002
$\Psi(MPI),p(pb+h)$	338.59	5.65	0.0369
$\Psi(DR),p(pr+h)$	342.38	9.44	0.0055

<i>Sclerurus mexicanus</i>			
Ψ(DC),p(.)	91.01	0	0.3288
Ψ(MNN),p(.)	92.28	1.27	0.1742
Ψ(DR),p(.)	92.56	1.55	0.1515
Ψ(A),p(.)	92.83	1.82	0.1323
Ψ(MPI),p(.)	93.17	2.16	0.1117
Ψ(.),p(.)	93.36	2.35	0.1015
Carnívoras de estrato médio			
<i>Micrastur gilvicolis</i>			
Ψ(A),p(.)	152.23	0	0.5889
Ψ(MPI),p(.)	153.08	0.85	0.385
Ψ(MNN),p(.)	159.32	7.09	0.017
Ψ(DC),p(.)	162.51	10.28	0.0034
Ψ(.),p(.)	162.83	10.6	0.0029
<i>Micrastur ruficollis</i>			
Ψ(.),p(.)	237.53	0	0.3664
Ψ(MNN),p(.)	239.4	1.87	0.1438
Ψ(A),p(.)	239.61	2.08	0.1295
Ψ(DC),p(.)	239.7	2.17	0.1238
Ψ(DR),p(.)	239.77	2.24	0.1196
Insetívoras de tronco			
<i>Dendrocicla fuliginosa</i>			
Ψ(A),p(pr+h)	521.08	0	0.2237
Ψ(MNN),p(pr+h)	521.66	0.58	0.1674
Ψ(DC),p(pr+h)	522.09	1.01	0.135
Ψ(DR),p(pr+h)	522.4	1.32	0.1156
Ψ(MPI),p(pr+h)	522.96	1.88	0.0874
Ψ(.),p(.)	631.67	110.59	0
<i>Dendrocicla merula</i>			
Ψ(A),p(pr+h)	180.39	0	0.7139
Ψ(A),p(pr+pb+h)	182.39	2	0.2626
Ψ(DC),p(pr+h)	190.04	9.65	0.0057
Ψ(MPI),p(pr+h)	190.73	10.34	0.0041
Ψ(MNN),p(pr+h)	191.21	10.82	0.0032
Ψ(.),p(.)	197.3	16.91	0.0002
<i>Deconychura longicauda</i>			
Ψ(MPI),p(.)	197.78	0	0.8884
Ψ(DR),p(.)	202.58	4.8	0.0806
Ψ(.),p(.)	206.23	8.45	0.013
Ψ(DC),p(.)	207.02	9.24	0.0088
Ψ(A),p(.)	207.27	9.49	0.0077
<i>Sittasomus griseicapillus</i>			
Ψ(DC),p(.)	97.26	0	0.5054
Ψ(MPI),p(.)	100.31	3.05	0.11
Ψ(.),p(.)	100.49	3.23	0.1005
Ψ(DR),p(.)	100.56	3.3	0.0971
Ψ(A),p(.)	100.59	3.33	0.0956
<i>Glyphorynchus spirurus</i>			
Ψ(DR),p(h)	351.7	0	0.1916
Ψ(DR),p(pr+h)	352.53	0.83	0.1265
Ψ(MPI),p(h)	353.17	1.47	0.0918
Ψ(DC),p(h)	353.53	1.83	0.0767
Ψ(DR),p(pb+h)	353.7	2	0.0705
Ψ(.),p(.)	425.66	73.96	0
<i>Dendrexetastes rufigula</i>			
Ψ(MPI),p(pr+h)	317.21	0	0.2305
Ψ(A),p(pr+h)	317.34	0.13	0.216
Ψ(DR),p(pr+h)	318.92	1.71	0.098

$\Psi(\text{MNN}),p(\text{pr+h})$	318.98	1.77	0.0951
$\Psi(\text{DC}),p(\text{pr+h})$	319.06	1.85	0.0914
$\Psi(\cdot),p(\cdot)$	396.71	79.5	0
<i>Hylexetastes perrotii</i>			
$\Psi(\text{DC}),p(\cdot)$	164.11	0	0.9182
$\Psi(\text{DR}),p(\cdot)$	170.07	5.96	0.0466
$\Psi(\cdot),p(\cdot)$	171.15	7.04	0.0272
$\Psi(\text{MNN}),p(\cdot)$	175.39	11.28	0.0033
$\Psi(\text{MPI}),p(\cdot)$	175.66	11.55	0.0029
<i>Xiphocolaptes promeropirhynchus</i>			
$\Psi(\text{MNN}),p(\cdot)$	94.97	0	0.4409
$\Psi(\cdot),p(\cdot)$	96.57	1.6	0.1981
$\Psi(\text{MPI}),p(\cdot)$	97.32	2.35	0.1362
$\Psi(\text{DR}),p(\cdot)$	97.87	2.9	0.1034
$\Psi(\text{A}),p(\cdot)$	98.58	3.61	0.0725
<i>Dendrocolaptes certhia</i>			
$\Psi(\text{MPI}),p(\text{pr+h})$	386.87	0	0.3433
$\Psi(\text{A}),p(\text{pr+h})$	387.96	1.09	0.199
$\Psi(\text{MPI}),p(\text{pr+pb+h})$	388.87	2	0.1263
$\Psi(\text{DR}),p(\text{pr+h})$	389.81	2.94	0.0789
$\Psi(\text{A}),p(\text{pr+pb+h})$	389.96	3.09	0.0732
$\Psi(\cdot),p(\cdot)$	511.34	124.47	0
<i>Dendrocolaptes piccumnus</i>			
$\Psi(\text{A}),p(\cdot)$	134.85	0	0.2699
$\Psi(\text{MNN}),p(\cdot)$	135.52	0.67	0.1931
$\Psi(\text{DR}),p(\cdot)$	135.58	0.73	0.1874
$\Psi(\text{DC}),p(\cdot)$	135.66	0.81	0.18
$\Psi(\text{MPI}),p(\cdot)$	135.78	0.93	0.1696
$\Psi(\cdot),p(\cdot)$	135.78	0.93	0.145
<i>Xiphorhynchus pardalotus</i>			
$\Psi(\text{MNN}),p(\text{pr+h})$	740.29	0	0.2234
$\Psi(\text{DR}),p(\text{pr+h})$	741.21	0.92	0.141
$\Psi(\text{A}),p(\text{pr+h})$	741.61	1.32	0.1155
$\Psi(\text{MPI}),p(\text{pr+h})$	741.78	1.49	0.1061
$\Psi(\text{Dc}),p(\text{pr+h})$	741.81	1.52	0.1045
$\Psi(\cdot),p(\cdot)$	854.41	114.12	0
<i>Xiphorhynchus obsoletus</i>			
$\Psi(\text{MPI}),p(\cdot)$	174.81	0	0.3058
$\Psi(\cdot),p(\cdot)$	175.31	0.5	0.2381
$\Psi(\text{DR}),p(\cdot)$	175.74	0.93	0.1921
$\Psi(\text{MNN}),p(\cdot)$	177	2.19	0.1023
$\Psi(\text{A}),p(\cdot)$	177.28	2.47	0.0889
<i>Lepidocolaptes albolineatus</i>			
$\Psi(\text{DR}),p(\cdot)$	108.34	0	0.4612
$\Psi(\text{MPI}),p(\cdot)$	110.47	2.13	0.159
$\Psi(\cdot),p(\cdot)$	111.03	2.69	0.1202
$\Psi(\text{DC}),p(\cdot)$	111.61	3.27	0.0899
$\Psi(\text{MNN}),p(\cdot)$	111.71	3.37	0.0855
<i>Campylorhamphus procurvoides</i>			
$\Psi(\text{DR}),p(\cdot)$	99.8	0	0.2535
$\Psi(\text{DC}),p(\cdot)$	100.51	0.71	0.1777
$\Psi(\text{MPI}),p(\cdot)$	100.68	0.88	0.1632
$\Psi(\cdot),p(\cdot)$	100.75	0.95	0.1576
$\Psi(\text{A}),p(\cdot)$	101.22	1.42	0.1246

Onívoras de tronco

<i>Melanerpes cruentatus</i>			
Ψ(DC),p(.)	174.77	0	0.235
Ψ(MNN),p(.)	174.91	0.14	0.2191
Ψ(MPI),p(.)	175.29	0.52	0.1812
Ψ(.),p(.)	175.29	0.52	0.1812
Ψ(área),p(.)	175.45	0.68	0.1673
<i>Veniliornis cassini</i>			
Ψ(MPI),p(.)	192.78	0	0.422
Ψ(MNN),p(.)	193.79	1.01	0.2547
Ψ(DR),p(.)	195.59	2.81	0.1035
Ψ(A),p(.)	195.69	2.91	0.0985
Ψ(DC),p(.)	196.51	3.73	0.0654
Ψ(.),p(.)	196.82	4.04	0.056
<i>Piculus flavigula</i>			
Ψ(DC),p(pr+h)	319.3	0	0.215
Ψ(MPI),p(pr+h)	319.73	0.43	0.1734
Ψ(A),p(pr+h)	319.81	0.51	0.1666
Ψ(MNN),p(pr+h)	320.98	1.68	0.0928
Ψ(DR),p(pr+h)	321.2	1.9	0.0832
Ψ(.),p(.)	352.6	33.3	0
<i>Piculus chrysochloros</i>			
Ψ(DC),p(.)	82	0	0.3222
Ψ(DR),p(.)	82.88	0.88	0.2075
Ψ(MPI),p(.)	83.88	1.88	0.1259
Ψ(.),p(.)	83.94	1.94	0.1221
Ψ(A),p(.)	83.98	1.98	0.1197
<i>Celeus undatus</i>			
Ψ(A),p(pr+h)	334.13	0	0.2971
Ψ(A),p(h)	334.4	0.27	0.2596
Ψ(A),p(pr+pb+h)	336.13	2	0.1093
Ψ(A),p(pb+h)	336.4	2.27	0.0955
Ψ(DC),p(pr+h)	338.37	4.24	0.0357
Ψ(.),p(.)	342.46	8.33	0.0046
<i>Celeus elegans</i>			
Ψ(A),p(.)	180.07	0	0.3191
Ψ(MPI),p(.)	180.83	0.76	0.2182
Ψ(DR),p(.)	182.05	1.98	0.1186
Ψ(.),p(.)	182.1	2.03	0.1156
Ψ(MNN),p(.)	182.12	2.05	0.1145
<i>Celeus flavus</i>			
Ψ(MPI),p(.)	165.3	0	0.2359
Ψ(DR),p(.)	165.84	0.54	0.1801
Ψ(MNN),p(.)	166.07	0.77	0.1605
Ψ(DC),p(.)	166.17	0.87	0.1527
Ψ(.),p(.)	166.36	1.06	0.1388
<i>Celeus torquatus</i>			
Ψ(.),p(.)	133.56	0	0.5778
Ψ(DR),p(.)	135.6	2.04	0.2083
Ψ(MPI),p(.)	137.07	3.51	0.0999
Ψ(A),p(.)	138.44	4.88	0.0504
Ψ(MNN),p(.)	139.37	5.81	0.0316
<i>Dryocopus lineatus</i>			
Ψ(MPI),p(.)	215.94	0	0.4232
Ψ(A),p(.)	217.89	1.95	0.1596
Ψ(.),p(.)	218.33	2.39	0.1281
Ψ(DC),p(.)	218.69	2.75	0.107
Ψ(MNN),p(.)	219.01	3.07	0.0912

<i>Campephilus rubricolis</i>			
$\Psi(A),p(pr+h)$	367.01	0	0.2125
$\Psi(DC),p(pr+h)$	367.55	0.54	0.1622
$\Psi(MPI),p(pr+h)$	367.81	0.8	0.1424
$\Psi(A),p(pr+pb+h)$	369.01	2	0.0782
$\Psi(MNN),p(pr+h)$	369.12	2.11	0.074
$\Psi(.),p(.)$	370.08	3.07	0.0458
Pequenas frugívoras/ onívoras			
<i>Schiffornis turdinus</i>			
$\Psi(DC),p(.)$	117.03	0	0.7088
$\Psi(A),p(.)$	118.97	1.94	0.2687
$\Psi(MNN),p(.)$	124.37	7.34	0.0181
$\Psi(.),p(.)$	128.51	11.48	0.0023
$\Psi(DR),p(.)$	128.97	11.94	0.0018
<i>Piprites chloris</i>			
$\Psi(A),p(.)$	86.89	0	0.9746
$\Psi(DC),p(.)$	94.84	7.95	0.0183
$\Psi(MPI),p(.)$	97.74	10.85	0.0043
$\Psi(DR),p(.)$	99.62	12.73	0.0017
$\Psi(.),p(.)$	100.47	13.58	0.0011
<i>Corapipo gutturalis</i>			
$\Psi(DR),p(.)$	85.31	0	0.8563
$\Psi(DC),p(.)$	90.43	5.12	0.0662
$\Psi(MNN),p(.)$	92.37	7.06	0.0251
$\Psi(A),p(.)$	92.49	7.18	0.0236
$\Psi(.),p(.)$	93.3	7.99	0.0158
<i>Tyrannetes virescens</i>			
$\Psi(MPI),p(pr+h)$	554.89	0	0.2247
$\Psi(MNN),p(pr+h)$	555.39	0.5	0.175
$\Psi(DR),p(pr+h)$	556.32	1.43	0.1099
$\Psi(MPI),p(pr+pb+h)$	556.89	2	0.0827
$\Psi(DC),p(pr+h)$	557.13	2.24	0.0733
$\Psi(.),p(.)$	702.38	147.49	0
<i>Dixiphia pipra</i>			
$\Psi(DR),p(pr+h)$	332.66	0	0.4417
$\Psi(DR),p(pr+pb+h)$	334.66	2	0.1625
$\Psi(MPI),p(pr+h)$	334.7	2.04	0.1593
$\Psi(MPI),p(pr+pb+h)$	336.7	4.04	0.0586
$\Psi(A),p(pr+h)$	337.17	4.51	0.0463
$\Psi(.),p(.)$	366.77	34.11	0
<i>Pipra erythrocephala</i>			
$\Psi(DC),p(.)$	130.86	0	0.6549
$\Psi(DR),p(.)$	134.5	3.64	0.1061
$\Psi(MNN),p(.)$	135.45	4.59	0.066
$\Psi(MPI),p(.)$	135.56	4.7	0.0625
$\Psi(.),p(.)$	135.8	4.94	0.0554
<i>Lepidothrix serena</i>			
$\Psi(A),p(.)$	111.52	0	0.824
$\Psi(.),p(.)$	114.61	3.09	0.1758
$\Psi(MNN),p(.)$	128.1	16.58	0.0002
$\Psi(DR),p(.)$	130.32	18.8	0.0001
$\Psi(MPI),p(.)$	135.49	23.97	0

Ψ =probabilidade de ocupação, p = probabilidade de detecção, A =área, MPI =índice de proximidade médio, MNN = Média de distância às áreas adjacentes, DC = Menor distância ao continente, DR = Menor distância ao rio, h = períodos no dia de amostragem, pr =períodos durante o estudo, pb = utilização dos métodos de censo e *play back*, $\Psi(.),p(.)$ =modelo nulo.

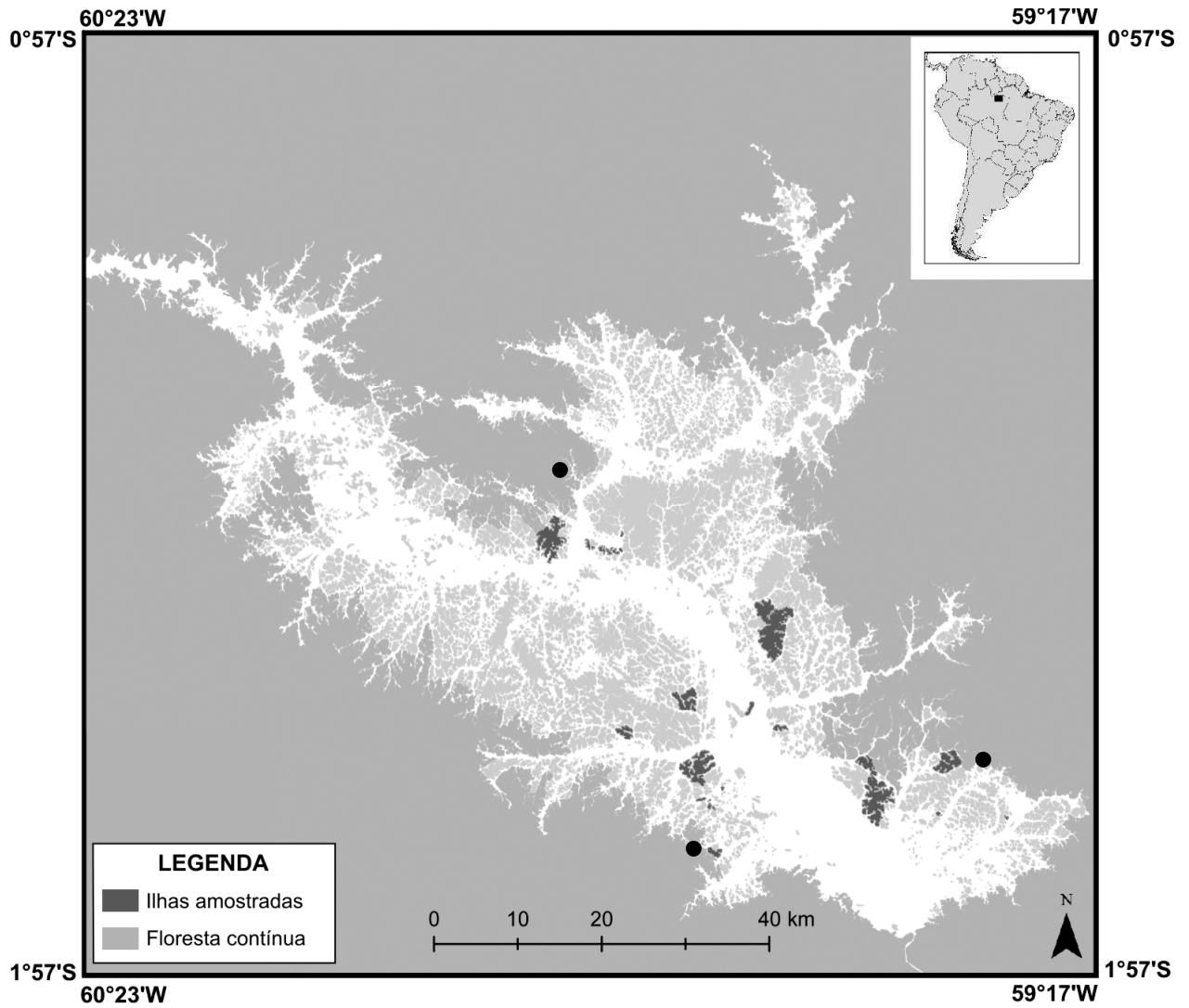


Figura 1: Mapa do reservatório da Usina Hidroelétrica de Balbina, Amazonas, Brasil. Em destaque as ilhas amostradas e as áreas amostrais em floresta contínua (pontos)

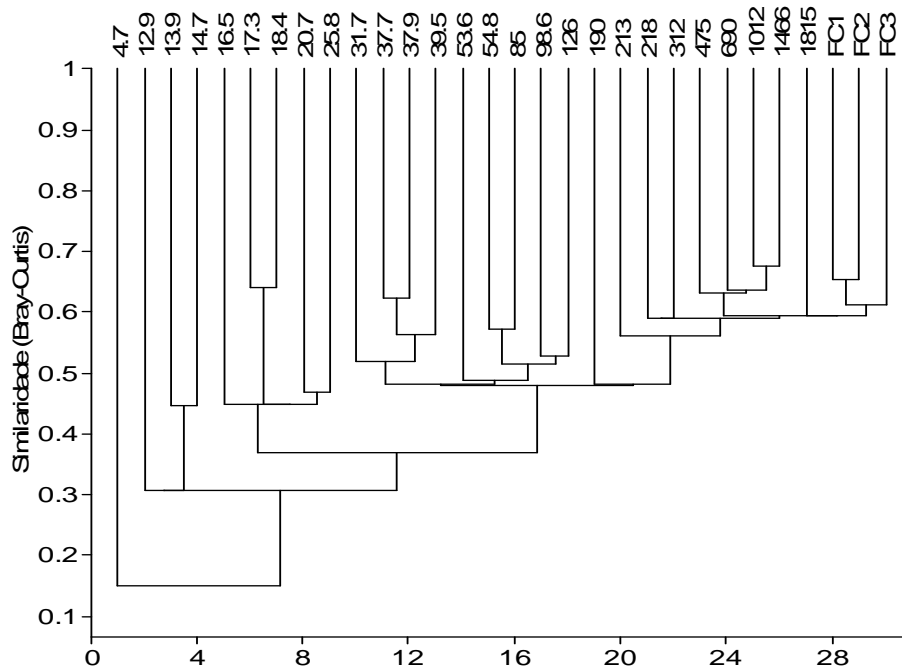


Figura 2: Dendrograma de similaridades de composição entre as ilhas amostradas.

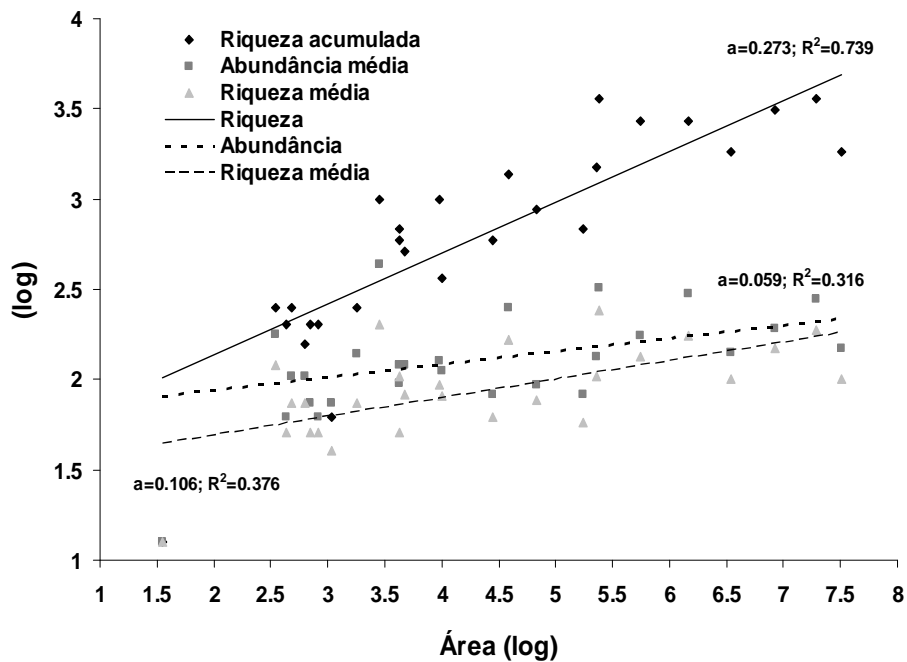


Figura 3: Regressão robusta da riqueza acumulada, riqueza média e abundância média da avifauna estudada em relação à área das ilhas amostradas.

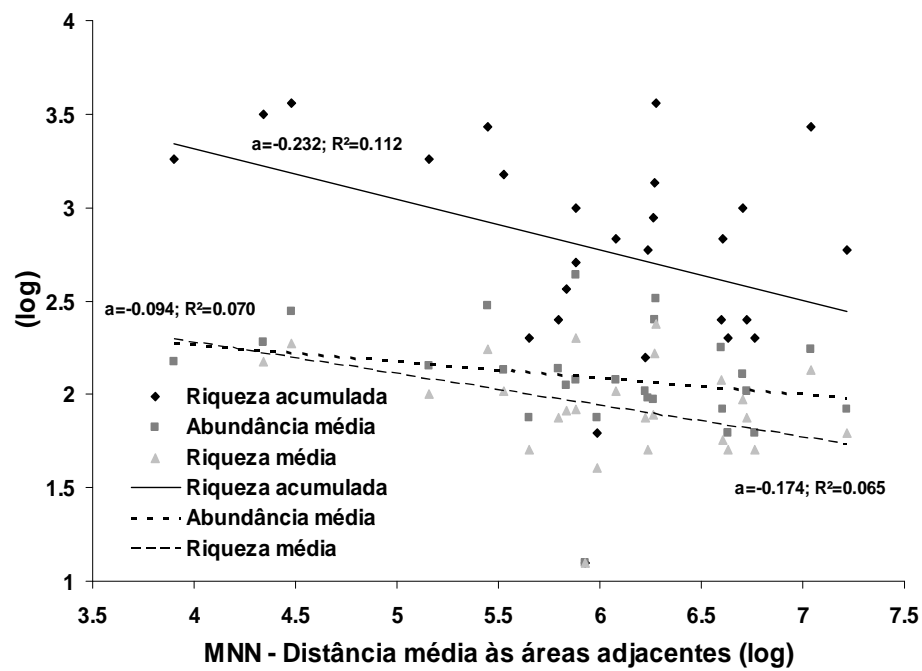
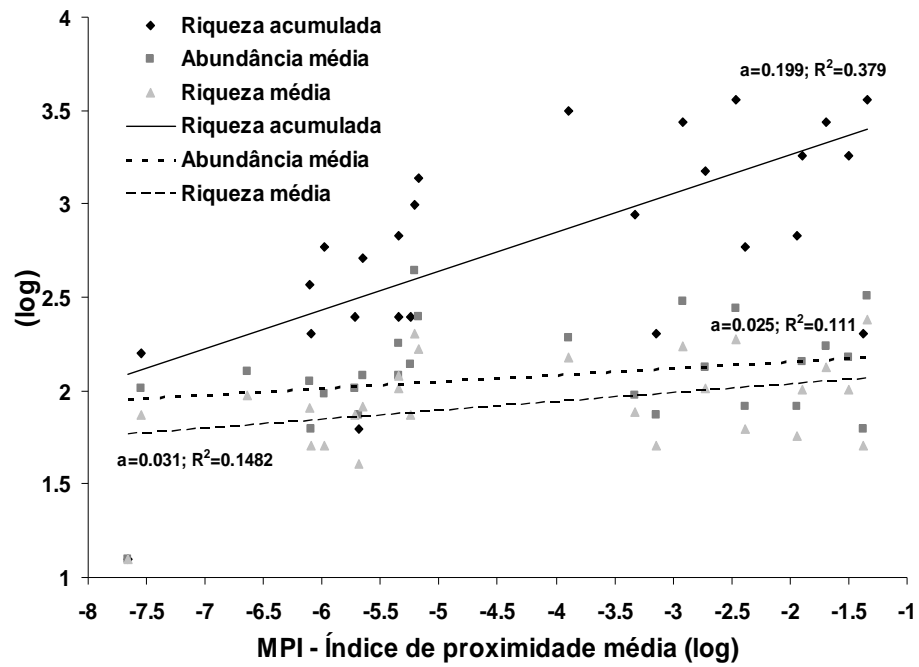
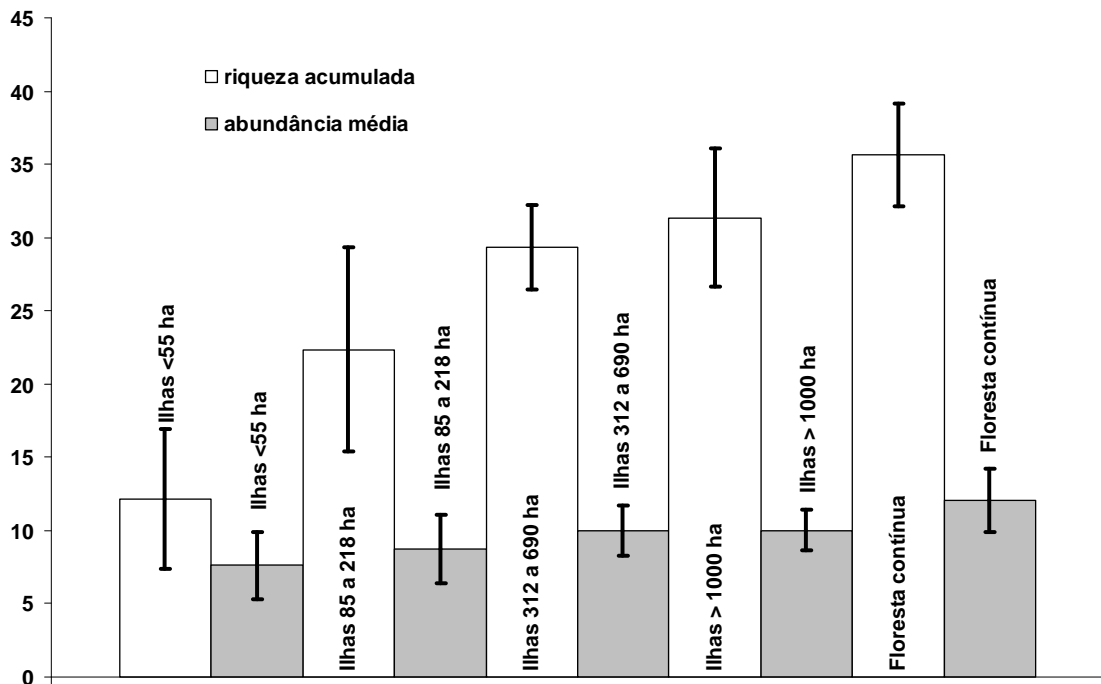


Figura 4: Regressão robusta da riqueza acumulada, riqueza média e abundância média em relação as métricas de isolamento: Índice de proximidade média (MPI) e Distância média às áreas adjacentes (MNN).



ilhas <55 ha (N=15), ilhas 85 a 218 ha (N=6), ilhas 312 a 690 ha (N=3), ilhas >1000 ha (N=3), FC=floresta contínua (N=3).

Figura 5: Comparação da riqueza acumulada e abundância média da avifauna entre subconjuntos de ilhas agrupadas por tamanho e as áreas de floresta contínua.

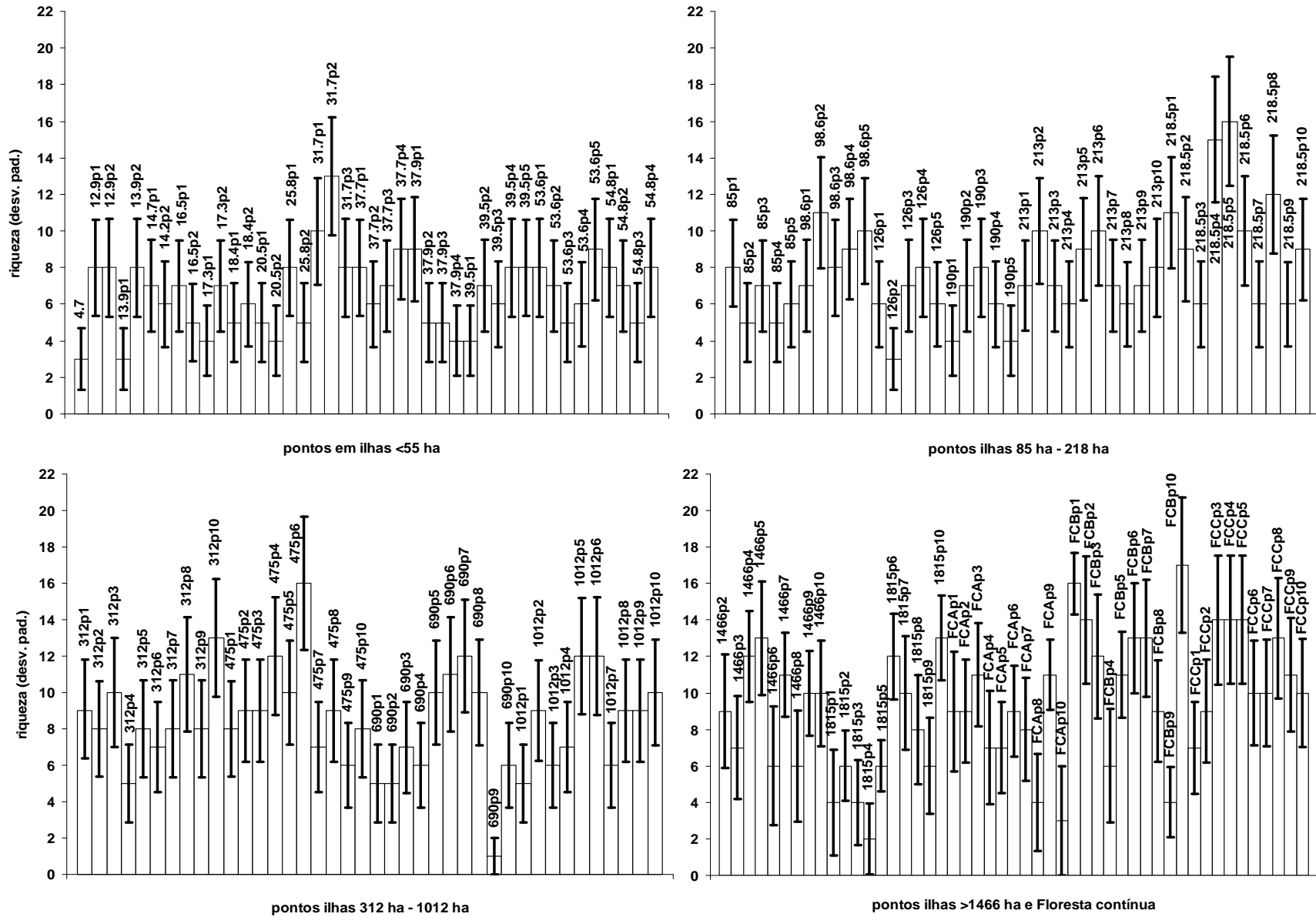


Figura 6: Compara o da riqueza entre os pontos amostrais.

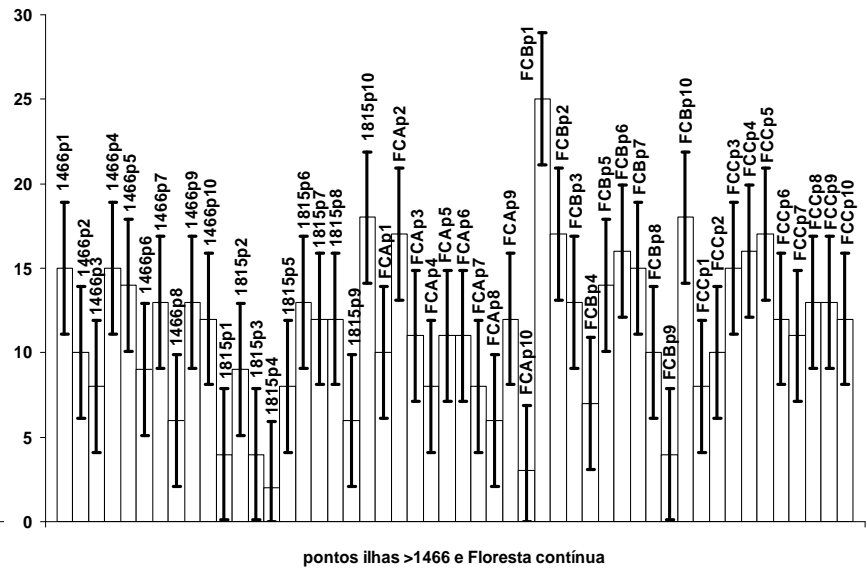
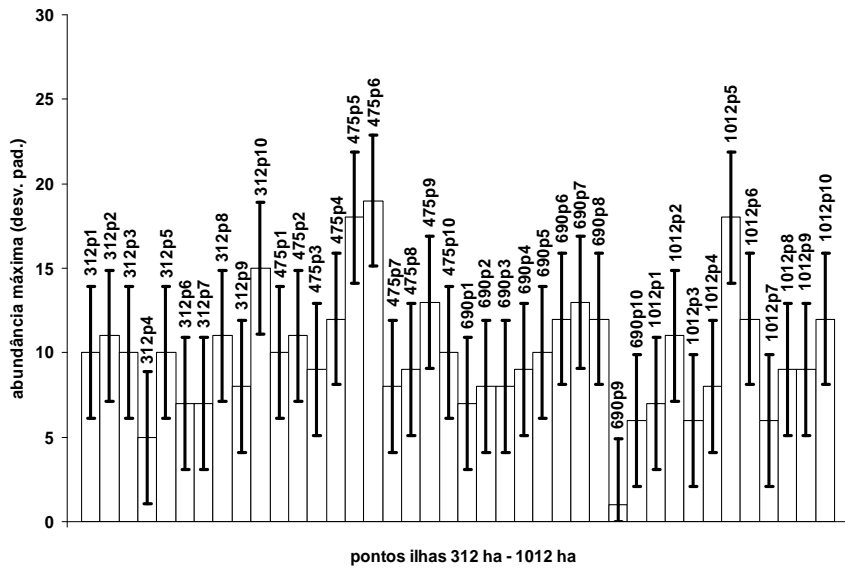
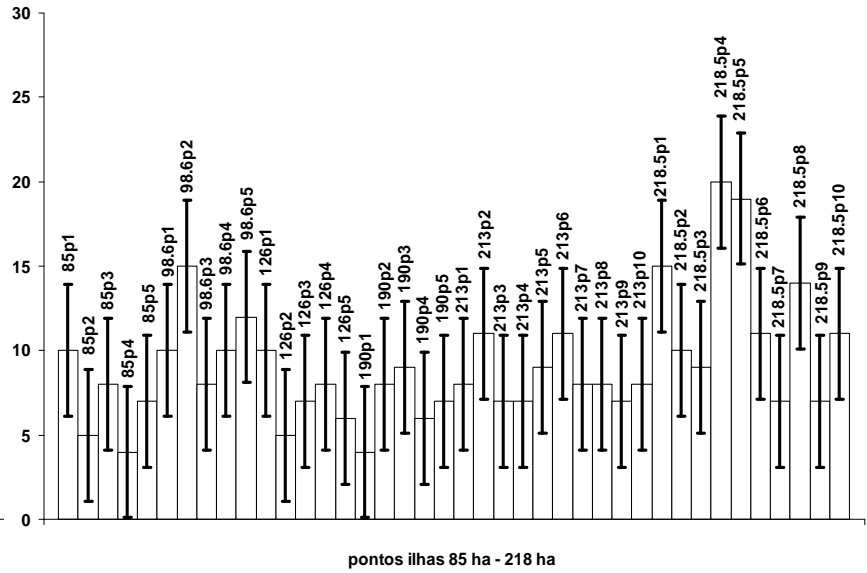
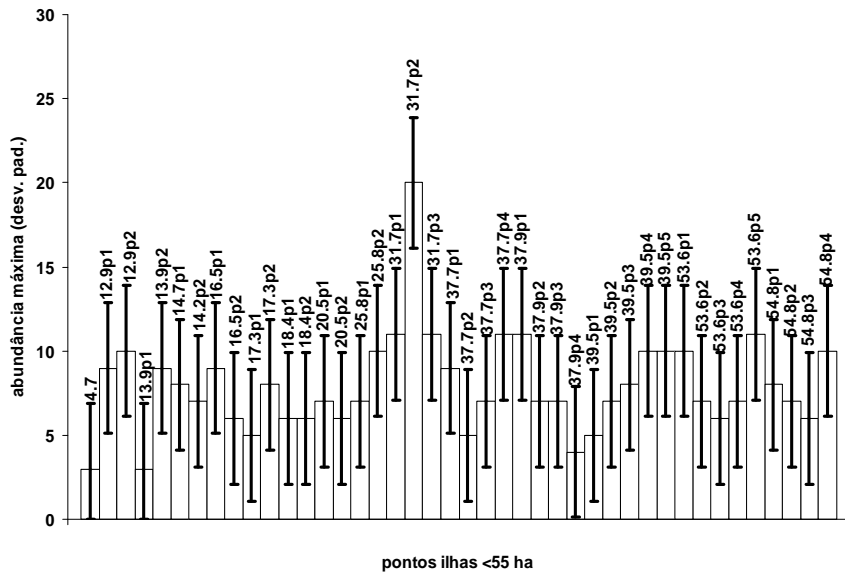
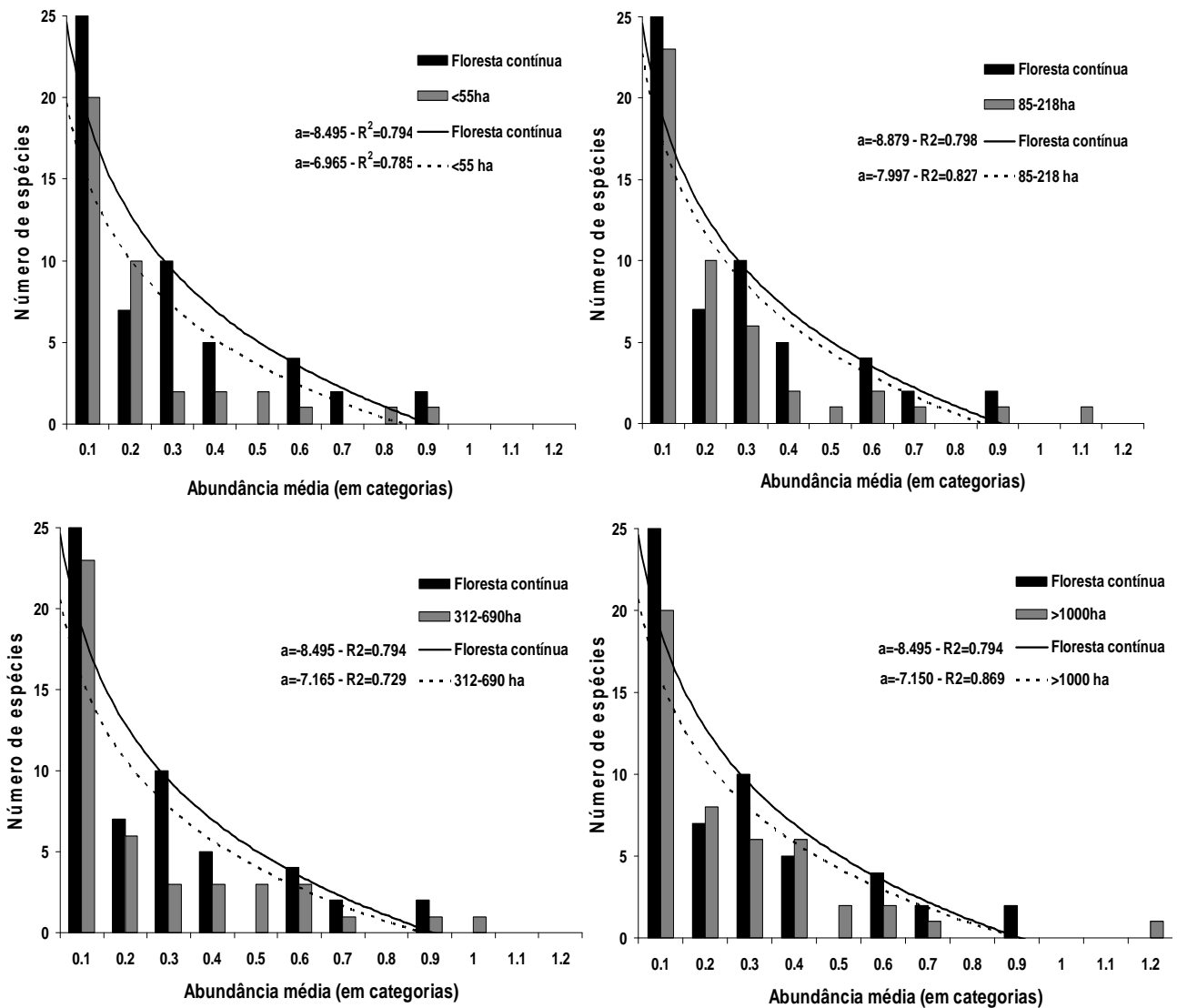


Figura 7: Abundância máxima por ponto amostral



ilhas <55 ha (N=15), ilhas 85 a 218 ha (N=6), ilhas 312 a 690 ha (N=3), ilhas >1000 ha (N=3), floresta contínua (N=3).

Figura 8: Distribuição de abundâncias médias por espécie para subconjuntos de ilhas agrupadas por tamanho e amostras de floresta contínua.

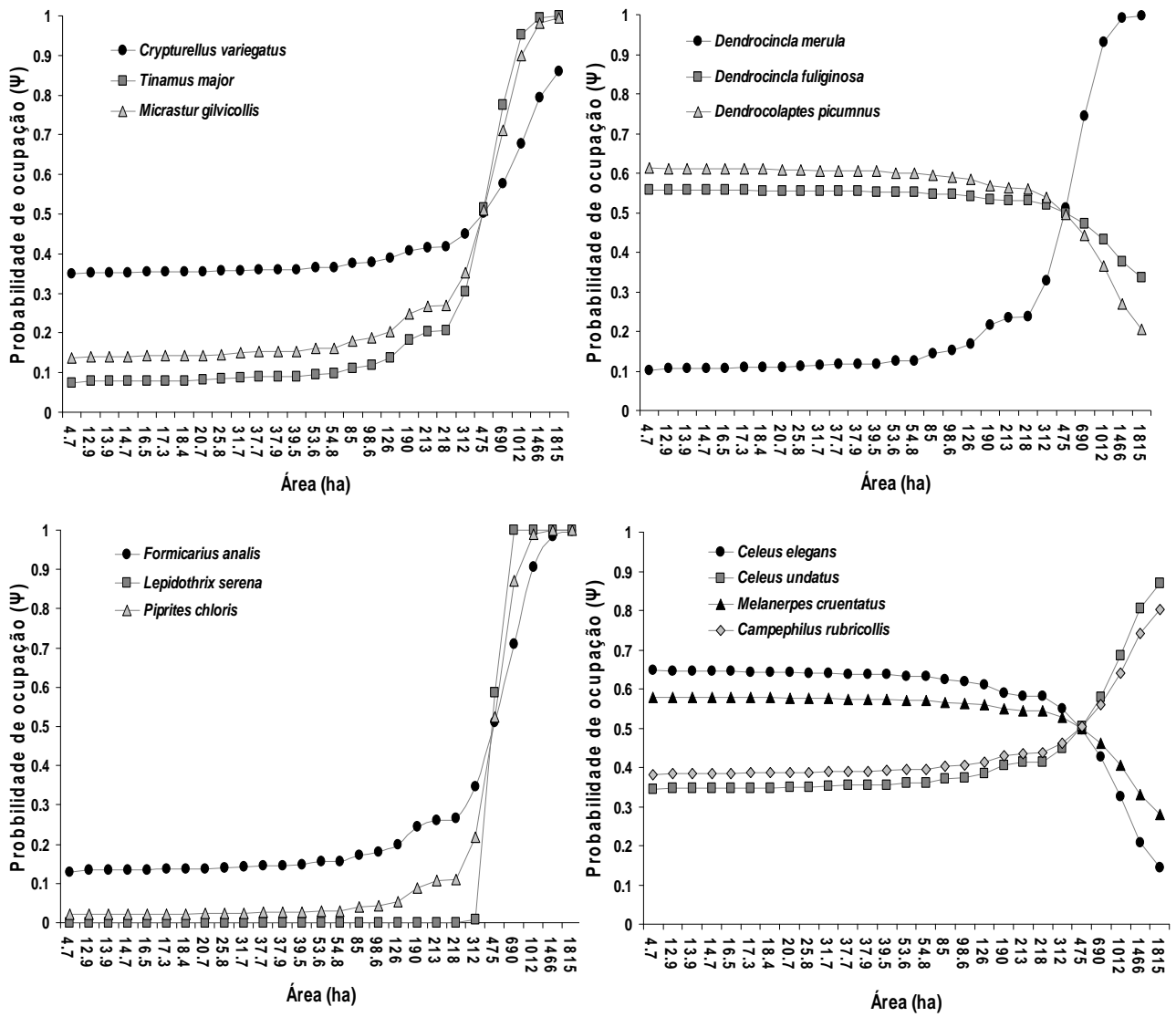


Figura 9: Gráficos dos principais modelos de ocupação para as espécies que apresentam ocupação relacionada às áreas das ilhas amostradas

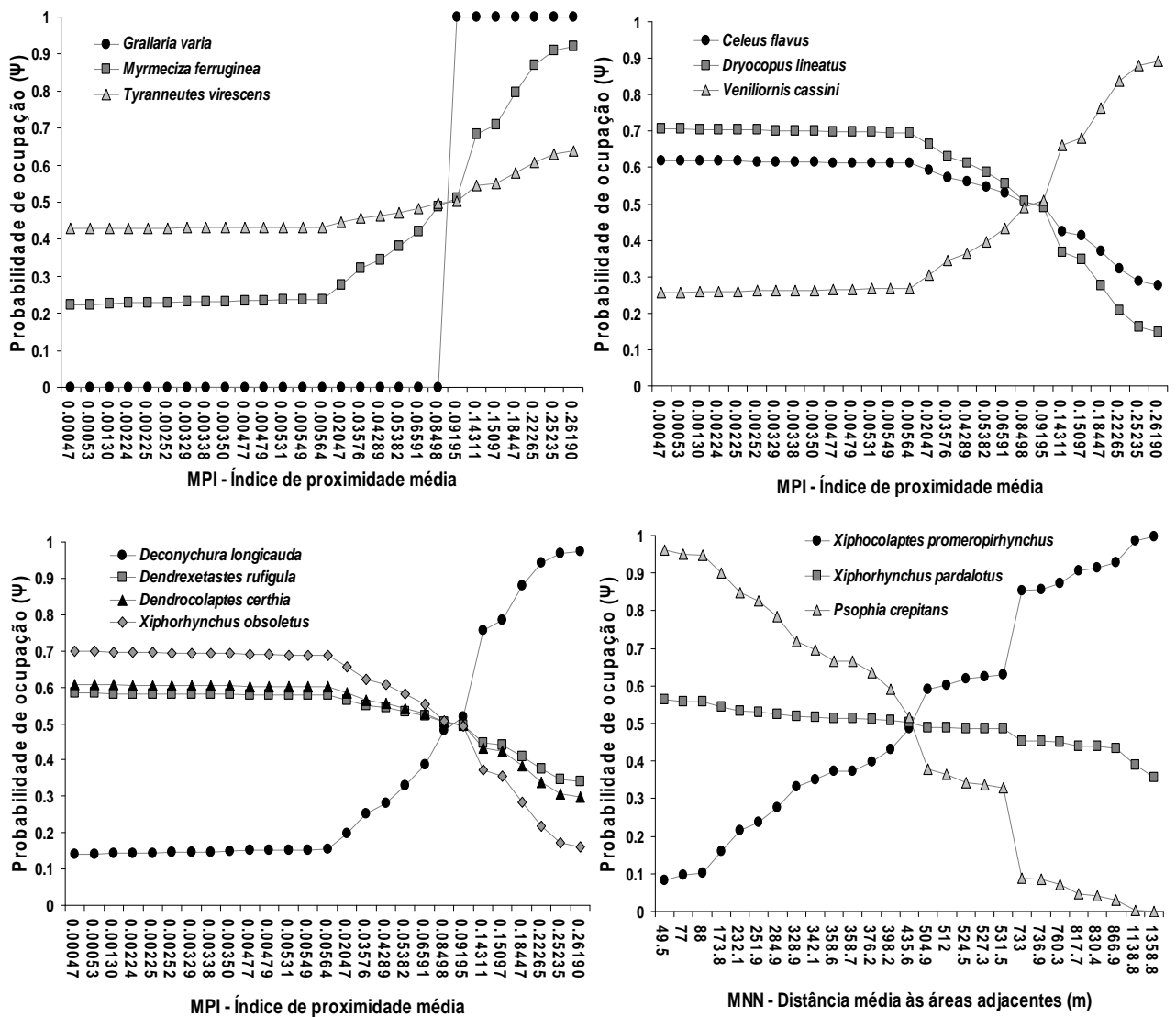


Figura 10: Gráficos dos principais modelos de ocupação para as espécies que apresentam ocupação relacionada às métricas espaciais: Índice de proximidade média (MPI) e Distância média às áreas adjacentes (MNN).

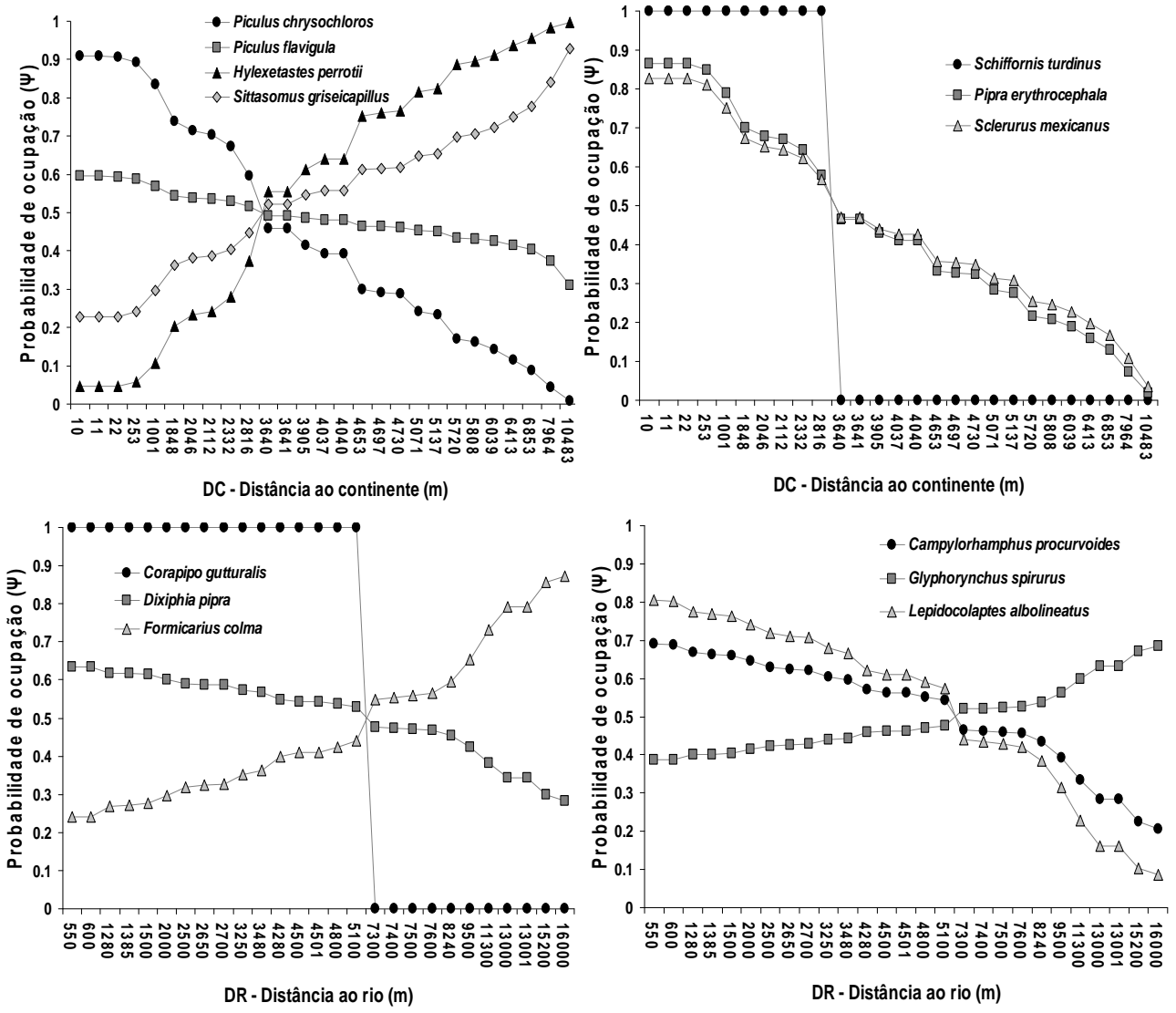
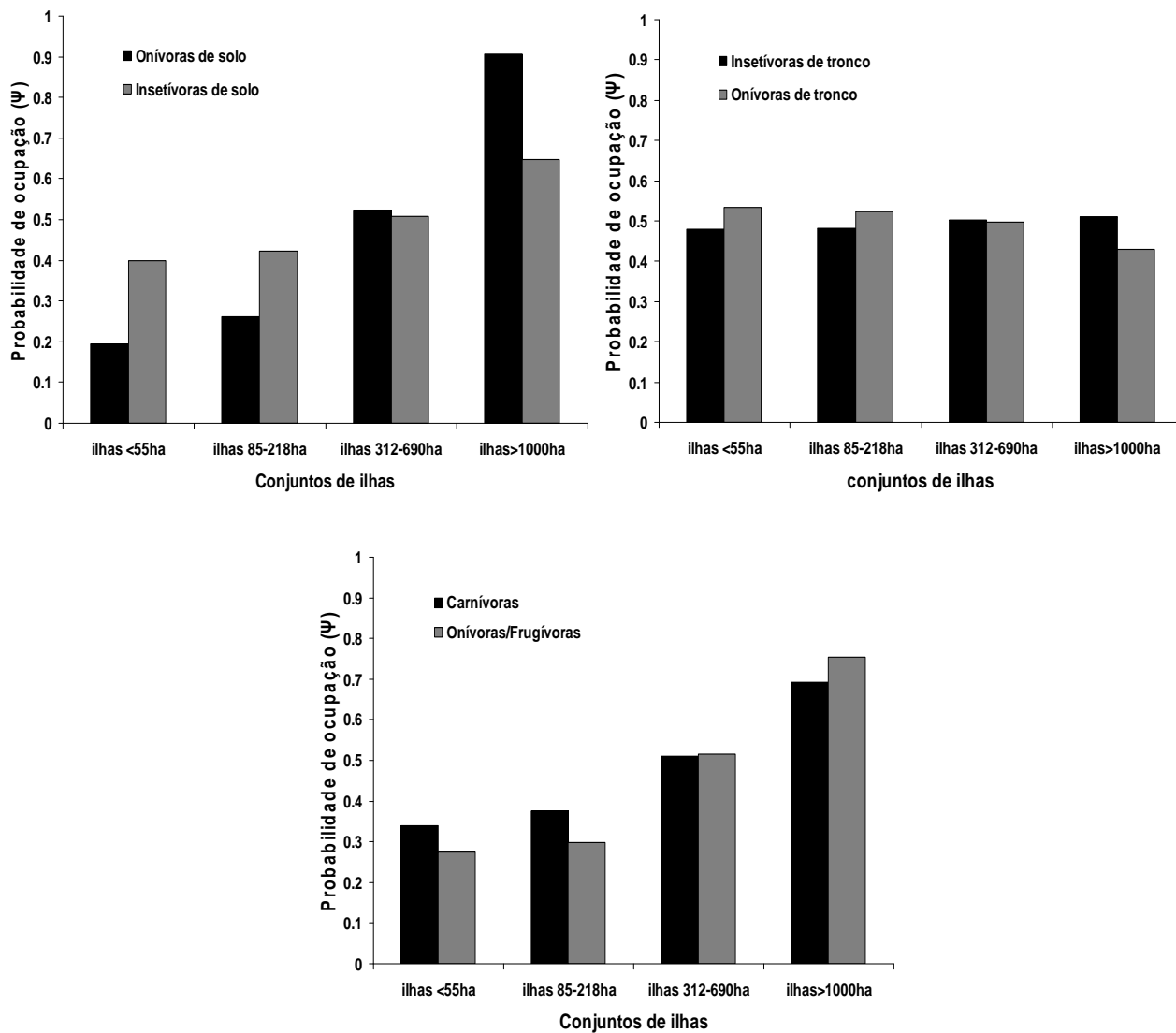


Figura 11: Gráficos dos principais modelos de ocupação para as espécies que apresentam ocupação relacionada às métricas espaciais: Menor distância ao continente (DC) e Menor distância ao rio (DR).



ilhas <55 ha (N=15), ilhas 85 a 218 ha (N=6), ilhas 312 a 690 ha (N=3), ilhas >1000 ha (N=3).

Figura 12: Gráficos da probabilidade de ocupação média por guilda estudada em subconjuntos de ilhas agrupadas por tamanho

Conclusão Geral

A avifauna estudada é afeta pela insularização no reservatório de Balbina, sendo sua riqueza e abundância diretamente relacionadas às áreas e ao isolamento das ilhas. Esse resultado é reforçado pela menor riqueza e abundância nas ilhas, mesmo que essas tenham mais de 1000 ha, em comparação as áreas de floresta contínua.

Como consequência da insularização há maior equitabilidade de abundâncias entre as espécies nos conjuntos de ilhas do que em floresta contínua, ligada à uma redução no número de espécies raras em ilhas menores. Não obstante para a escala do presente estudo conjuntos de ilhas se equivalem em riqueza e abundância à ilhas únicas de tamanho similar.

Referências Bibliográficas

- Aleixo; A. 2001. Conservação da avifauna da Floresta Atlântica: efeitos da fragmentação e a importância de florestas secundárias. pg. 199-206. Em Albuquerque J. L. B.; J. F. Cândido Jr.; F. C. Straube & A. L. Ross. *Ornitologia e Conservação: da ciência às estratégias*. Tubarão; Editora Unisul 344 pp.
- Aleixo; A.; Vielliard J. M. E. 1995. Composição e dinâmica da comunidade de aves da mata de Santa Genebra; Campinas; SP. *Revista Brasileira de Zoologia* 12: 493-511.
- Anciães; M.; Marini M. A. 2000. The effects of fragmentation on fluctuating asymmetry in passerine birds of Brazilian tropical forests. *Journal of Applied Ecology* 37 (6): 1013-1028.
- Bender; D. J. & Fahrig L. 2005. Matrix structure obscures the relationship between interpatch movement and patch size and isolation. *Ecology* 86 (4): 1023-1033.

- Bibby; C. J.; Burgess; N. D.; Hill; D. A.; Mustoe; S. H. 2000. *Bird census techniques*. 2^a ed. London. Academic Press. 302 pp.
- Bierregaard Jr.; R. O.; Lovejoy; T. E. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta amazonica* 19: 215-241.
- Bierregaard Jr.; R. O.; Lovejoy; T.; Kapos; E.V.; Santos; A. A.; Hutchings; R. W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *Bioscience* 42 (11): 859-866.
- Bierregaard Jr.; R. O.; Stouffer; P. C. 1997. Understory birds e dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforests. Em: Laurance; W. F.; Bierregaard; R. O. (eds.) *Tropical forests remnants ecology; managements in conservation of fragmented communities*. Chicago: Univ. Chicago Press. p. 138-155
- Bittencourt; S. 2008. *A insularização como agente de fragmentação florestal em comunidades de lagartos na Amazônia central*. Dissertação de mestrado. Inpa/Ufam. Manaus; Amazonas 49pp.
- Blake; J. G.; Karr; J. R. 1987. Breeding birds of isolated woodlots: area and habitat relationships. *Ecology* 68 (6): 1724-1734.
- Blake; J. G.; Stiles; F. G.; Loiselle; B. A. 1990. Birds of la Selva biological Station: habitat use; trophic composition; and migrants. Em: H. Gentry (ed.). *Four neotropical rainforests*. University Press; New Haven; Connecticut. p. 161-181.
- Blake; J. G. 1992 Temporal variation in point counts of birds in a lowland wet forest in Costa Rica. *Condor* 94: 265-275.
- Borges S. H.; Stouffer P. C. 1999 Bird communities in two types of anthropogenic sucesional vegetation in central Amazonia. *Condor* 101: 529-539.
- Borges; S. H.; Guilherme E. 2000 Comunidades de aves em um fragmento florestal urbano em Manaus; Amazonas; Brasil. *Ararajuba* 8(1): 17-23.
- Borges; M. L. O. 2007. A defaunação de pequenos mamíferos e o processo de regeneração de palmeiras em fragmentos isolados por água; Amazônia Central. Dissertação (mestrado). Manaus Inpa/Ufam. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia; Manaus. 80 pp.

- Boscolo; D.; Metzger; J. P.; Vielliard J. M. E. 2006. Efficiency of playback for assessing the occurrence of five bird species in Brazilian Atlantic Forest fragments. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*: 78 (4):629-644.
- Bruna; E. M. 2002. Effects of forest fragmentation on *Heliconia acuminata* seedling recruitment in central Amazonia. *Oecologia* 132 (2): 235-243.
- Burnham, K. P., Anderson, D. R. 2004. Multimodel inference - understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological Methods & Research* 33 (2):261-304.
- Caley; M. J.; Buckley K. A.; Jones G. P. 2001. Separating ecological effects of habitat fragmentation; degradation; and loss on coral commensals. *Ecology* 82 (12): 3435-3448.
- CBRO - Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2008) Lista das aves do Brasil. (<http://www.cbro.org.br>) .Versão de 05/10/2008. acesso: 06/10/2008.
- Cohn-Haft; M.; Whittaker; A.; Stouffer; P. C. 1997. A new look at the "species-poor" Central Amazon: the avifauna North of Manaus; Brazil. *Ornithological Monographs* 48: 203-235.
- Cosson; J. F.; Pons; J. M.; Masson; D.1999a. Effects of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 15 (4): 515-534.
- Cosson; J. F.; Ringuet; S.; Claessens; O.; Massary; J. C.; Dalecky; A.; Villiers; J. F.; Granjon; L.; Pons; J. M. 1999b. Ecological changes in recent land-bridge islands in French Guiana; with emphasis on vertebrate communities. *Biological Conservation* 91:213-222.
- Crooks; K. R.; Suarez; A. V.; Bolger; D. T.; Soulé; M. E. 2001. Extinction and colonization of birds on habitat islands. *Conservation Biology* 15 (1): 159-172.
- Develey; P. F.; Stouffer; P. C. 2001. Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in central Amazonian Brazil. *Conservation Biology* 15 (5): 1416-1422.
- Diamond; J.M. 1970. Ecological consequences of island colonization by Southwest Pacific birds II. The effect of species diversity on total population density. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*. 67: 1715-1721.

- Diamond; J. M. 1975. The island dilemma: lessons of the modern Biogeographic studies for the design of natural preserves. *Biological Conservation* 7:129-146.
- Diamond; J. M. 1976. Island Biogeography and conservation: strategy and limitations. *Science* 193: 1027-1029.
- Didham; R. K.; Hammond; P. M. ; Lawton; J. H.; Eggleton; P.; Stork; N. E. 1998. Beetle Species responses to tropical forest fragmentation. *Ecological Monographs* 68 (3): 295-323.
- Eletrobrás 2008. Gestão de projetos do PAC. Acesso em 15/09/2008. (<http://www.eletrobras.com/elb/pac/main.asp>)
- Eletronorte. 1997. Plano de Manejo Fase 1: Reserva Biológica do Uatumã. IBAMA; Brasília-DF. 194 pp.
- Fahrig; L.; Merriam; G. 1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66: 1762-1768.
- Fahrig; L.; Merriam; G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology*. 8: 50-59.
- Fearnside; P.M. 1989. Deforestation and agricultural development in Brazilian Amazonia. *Interciência*; 14: 291-297
- Fearnside; P. M. 2005. Brazil's Samuel Dam: Lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. *Environmental Management* 35: 1-19.
- Ferraz; G.; Russell; G. J.; Stouffer; P. C.; Bierregaard; R. O.; Pimm; S. L.; Lovejoy; T. E. 2003. Rates of species loss from Amazonian forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 100 (24): 14069-14073.
- Ferreira; R. S. 2007. Efeitos do isolamento e da perda de área de floresta sobre comunidades insulares de aranhas; Amazônia Central; Brasil. Dissertação de mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia; Manaus. 63 pp.
- Fournier-Chambrillon; C.; Fournier; P.; Gaillard; J. M.; Genty; C.; Hansen; E.; Vie; J. C. 2000. Mammal trap efficiency during the fragmentation by flooding of a neotropical Rain forest in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 16 (6): 841-851.
- Gascon; C.; Lovejoy; T. E.; Bierregaard; R. O.; Malcolm; J. R.; Stouffer; P. C.; Vasconcelos; H. L.; Laurance; W. F.; Zimmerman; B.; Tocher; M.; Borges; S. 1999.

- Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223-229.
- Gilpin; M. E.; Soulé; M. E. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. Em: Soulé; M. E. (ed.) *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates; Inc.; Sunderland; Massachusetts. pp. 19-34
- Haffer; J. 1992. On the “river effect” in some forest birds of southern Amazonia. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi; Série Zoologia* 8: 217-245.
- Haila; Y.; Hanski; I. K.; Raivio; S. 1993. Turnover of breeding birds in small forest fragments: the “sampling” colonization hypothesis corroborated. *Ecology* 74: 714-725.
- Hammer; Ø.; Harper; D. A. T; Ryan; P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistic Software package for education and data analysis (reference manual). Natural History Museum; University of Oslo. 70 pp. (<http://folk.uio.no/ohammer/past/>). Acesso em: 05/01/2010.
- Hanski; I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature*; 396: 41-49.
- Harper; L. H. 1989. The persistence of Ant-Following birds in small Amazonian forest fragments. *Acta Amazonica* 19: 249-263.
- Haselmayer; J.; Quinn; J. S.. 2000. A comparison of point counts and sound recording as bird survey methods in Amazonian southeast Peru. *Condor* 102: 887-893.
- Hilty; S. L. 2003. *Birds of Venezuela*. 2^a ed. Princeton. Princeton University Press. 878 pg.
- Hines; J. E. 2006. PRESENCE 2.4. Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC. (<http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>). Acesso em 15/9/2009.
- Jullien; M.; Thiollay; J. M. 1999. Effects of rain forest disturbance and fragmentation: comparative changes of the raptor community along natural and human-made gradients in French Guiana. *Journal of Biogeography* 23: 7-25.
- Karr; J. R. 1982. Avian extinctions on Barro Colorado Island; Panama: A reassessment. *American Naturalist* 119 (2): 220-239.

- Laurance; W. F.; Bierregarrd; J. O. 1997. Tropical forest remnants – ecology; management and conservation of fragmented communities. Chicago; Chicago University Press
- Laurance; W. F.; Lovejoy; T. E.; Vasconcelos; H. L.; Bruna; E. M.; Didham; R. K.; Stouffer; P. C.; Gascon; C.; Bierregaard; R. O.; Laurance; S. G.; Sampaio; E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16:605-618.
- Laurance; W. F. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation* 141 (7): 1731-1744.
- Laurance, W. F., Vasconcelos, H. F. 2009. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia Brasiliensis* 13 (3): 434-451.
- Lees; A.; Peres; C.A. 2006. Rapid avifaunal collapse along the Amazonian deforestation frontier. *Biological Conservation* 133: 198-211.
- Lees; A. C.; Peres; C. A. 2009. Gap-crossing movements predict species occupancy in Amazonian forest fragments. *Oikos* 118: 280-290.
- Lima; C. J. S. 2008. Efeitos da fragmentação e isolamento da paisagem na riqueza e composição de espécies de lagartos no reservatório de Tucuruí; Pará. Dissertação de mestrado. Belém; UFPA. 88 pp.
- Lovejoy; T. E.; Bierregaard; R. O.; Rylands; A. B.; Malcolm; J. R.; Quintela; C. E.; Harper; L. H.; Brown; K. S.; Powell; A. H; Powell; G. V. N.; Schubart; H. O. R.; Hays; M. B. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. Em: Soulé; M. E. (Ed.) *Conservation Biology: The science of scarcity and diversity*. Sinauer Assoc. Inc. Publ. Sunderland; Massachusetts. p. 257-285.
- MacArthur; R. H.; Wilson; E. O. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17: 373-387.
- MacArthur; R. H.; Diamond; J. M.; Karr; J. R. 1972. Density compensation in island faunas. *Ecology* 53 (2): 330-342.
- McGarigal, K., Marks, B.J. 1994. Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Technical report, Forest Science Department, Oregon State University.

- Mackenzie; D. I.; Nichols; J. D.; Lachman; G. B.; Droege; S.; Royle; J. A.; Langtimm; C. A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248-2255.
- Mackenzie; D. I.; Nichols; J. D.; Royle; J. A.; Pollock; K. H.; Bailey; L. L.; Hines; J. E. 2006. *Occupancy estimation and modeling*. London. Academic Press. 324 pp.
- Magurran; A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Malden. Blackwell Publishing. pp. 256.
- McIntyre; S.; Barret; G. W. 1992. Habitat variegation; an alternative to fragmentation. *Conservation Biology* 6 (1): 146-147.
- Melo; A. S.; Hepp; L. U. 2008. Ferramentas estatísticas para análises de dados provenientes de biomonitoramento. *Oecologia brasiliensis* 12 (3): 463-486.
- Mosher; J. A.; Fuller; M. R.; Kopeny; M. 1990. Surveying woodland raptors by broadcast of conspecific vocalizations. *Journal Field Ornithology* 61 (4): 453-461.
- Naka L. N.; Cohn-Haft; M.; Mallet-Rodrigues; F.; Santos; M. D.; Torres; M. F. 2006. The avifauna of the Brazilian state of Roraima: bird distribution and biogeography in the Rio Branco basin. *Revista Brasileira de Ornithologia* 14 (3): 197-238.
- Nascimento; H. E. M.; Laurance; W. F. 2006. Efeitos da área e borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. *Acta Amazônica* 36 (2): 183-192.
- Nepstad; D.C.; Moreira; A. G.; Alencar; A. A. 1999. Flames in the rain forest: origins; impacts and alternatives to Amazonian fire. *The pilot program to conservation the program to conserve the Brazilian rain forest*. Brasilia; Brazil. 190 pp.
- Nimer; E. 1979. Climatologia do Brasil. Série *Recursos Naturais e Meio Ambiente*. *Superintendência de Recursos Naturais e Meio Ambiente- Brasil* (4). 421 pp.
- Peres; C. A. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology* 15: 1490-1505.
- Pimm; S. L.; Jones; H. L.; Diamond; J. 1988. On the risk of extinction. *American Naturalist* 132: 757-785.
- Ridgely; R. S.; Tudor; G. 1989. *Birds of South America*. Vol. 2. Austin; University of Texas Press; 596 pp.

- Robbins; M. B.; Braun; M. J.; Milensky; C. M.; Schmidt; B. K.; Prince; W.; Rice; N. H.; Finch; D. W.; O'Shea; B. J. 2007. Avifauna of the upper Essequibo River and Acary Mountains; southern Guyana. *Ornitologia Neotropical* 18: 339-368.
- Robinson; W. D. 2001. Changes in abundance of birds in a Neotropical forest fragment over 25 years: a review. *Animal Biodiversity and Conservation* 24 (2): 51-65.
- Royle; J. A.; Nichols; J. D. 2003. Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology* 84 (3): 777-790.
- Saunders; D. A.; Hobbs; R. J.; Margules; C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology* 5 (1): 18-32.
- Scariot; A. 1999. Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazonia. *Journal of Ecology* 87 (1): 66-76.
- Shahabuddin; G.; Terborgh; J. W. 1999. Frugivorous butterflies in Venezuelan forest fragments: abundance; diversity and the effects of isolation. *Journal of Tropical Ecology* 15: 703-722.
- Sick; H. 1967. Rios e enchentes na Amazônia como obstáculo para a avifauna. Atas do Simpósio sobre a Biota Amazônica 5 (Zoologia): 495-520.
- Simberloff; D. S.; Abele; L. G. 1976. Island Biogeography theory and conservation practice. *Science* 191:
- Sokal; R.R.; Rohlf; J. F. 1997. Biometry: The principles and practice of statistics in biological research. 3^a ed. New York: W. H. Freeman. 850pp.
- Souza; M. B. 2009. Efeitos da fragmentação insular sobre a comunidade de primatas na Amazônia central. Dissertação de mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA; Manaus. 43 pp.
- St. Clair; C. C. 2003. Comparative permeability of roads; Rivers; and meadows to Forest songbirds in Banff National Park. *Conservation Biology* 17: 1-11.
- Stouffer; P. C.; Bierregaard; R. O. 1995a. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76 (8): 2429-2445.
- Stouffer; P. C.; Bierregaard; R. O. 1995b. Effects of forest fragmentation on understory hummingbirds in Amazonian Brazil. *Conservation Biology* 9 (5): 1085-1094.

- Stouffer; P. C.; Bierregaard; R. O.; Strong; C.; Lovejoy; T. E. 2006. Long-term landscape change and bird abundance in Amazonian rainforest fragments. *Conservation Biology* 20 (4): 1212-1223.
- Stouffer; P.C.; Strong; C.; Naka; L. N. 2009. Twenty years of understory bird extinctions from Amazonian Rain forest fragments: consistent trends and landscape-mediated dynamics. *Diversity and Distributions* 15: 88-97.
- Stratford; J. A.; Stouffer; P. C. 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus; Brazil. *Conservation Biology* 13 (6): 1416-1423.
- Terborgh; J. 1974. Preservation of natural diversity: The problem of extinction prone species. *Bioscience* 24 (12): 715-722.
- Terborgh; J.; Robinson; S. K.; Parker III; T. A.; Munn; C. A.; Pierpont; N. 1990. Structure and organizations of an Amazonian forest bird community. *Ecological Monographs* 60 (2): 213-238.
- Terborgh; J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24 (2b): 283-292.
- Terborgh; J.; Lopez; L.; Tello; J. S. 1997. Bird communities in transitions: the Lago Guri Islands. *Ecology* 78 (5): 1494-1501.
- Vielliard; J. E. M. 2000. Bird community as an indicator of biodiversity: results from quantitative surveys in Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 72 (3): 323-330.
- Yahner; R. 1988. Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology* 2 (4): 333-339.
- Whittaker; R. J.; Fernández-Palacios; J. M. 2007. *Island Biogeography: Ecology; evolution and conservation*. 2^a ed. New York. Oxford University Press. 481 pp.
- Wilcox; B. A.; Murphy; D. D. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist* 125: 879-887.
- Willis; E. O. 1974. Population and local extinctions of birds on Barro Colorado Isle; Panama. *Ecological Monographs* 44: 153-169.
- Willis; E. O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 33 (1): 1-25.

- Willis; E. O.; Oniki; Y. 1988. Aves observadas em Balbina; Amazonas e os prováveis efeitos da barragem. *Ciência e Cultura* 40:280-284.
- Wright; S. J.; Duber; H. C. 2001. Poachers and forest fragmentation alter seed dispersal; seed survival; and seedling recruitment in the palm *Attalea butyraceae*; with implications for tropical tree diversity. *Biotropica* 33(4): 583-595.

Apêndice I

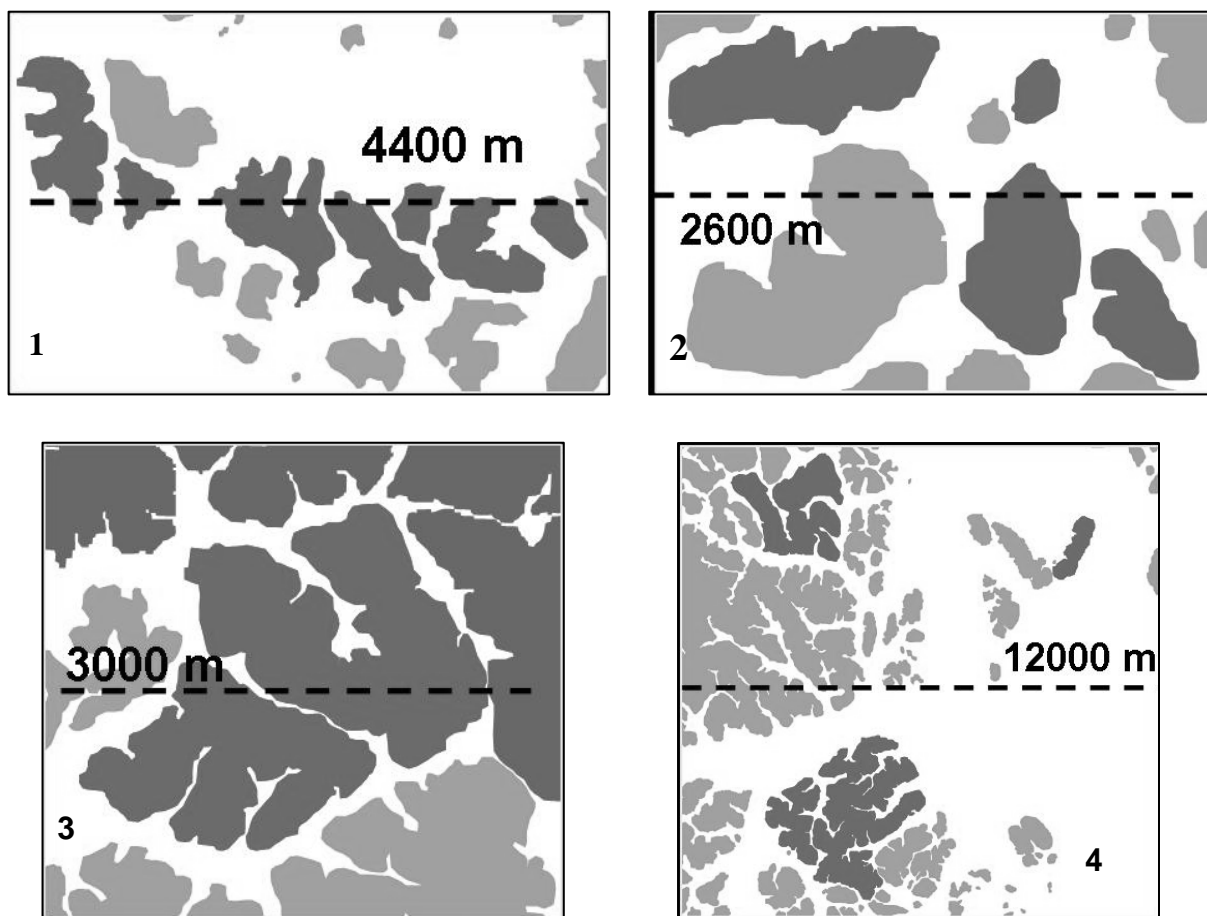
Tabela 8: Métricas espaciais e localização das áreas de amostragem

Ilha*(ha)	Localização	MPI	MNN (m)	DC (m)	DR (m)
4.7	S 1.77368 W 59.69191	0.0005	376.2	2.816	7300
12.9	S 1.50382 W 59.79830	0.0048	733	6.039	2500
13.9	S 1.50482 W 59.78935	0.0022	760.3	6.853	3480
14.7	S 1.50284 W 59.81978	0.0033	830.4	4.653	1385
16.5	S 1.76106 W 59.67806	0.0005	504.9	4.697	5100
17.3	S 1.78153 W 59.68825	0.0429	284.9	2.332	8240
18.4	S 1.48688 W 59.78712	0.2523	866.9	5.808	4500
20.7	S 1.79450 W 59.37539	0.0034	398.2	4.037	16000
25.8	S 1.79193 W 59.44772	0.0053	328.9	5.071	9500
31.7	S 1.77766 W 59.69310	0.0055	358.6	2.046	7400
37.7	S 1.51132 W 59.79922	0.0048	435.6	5.72	2000
37.9	S 1.50931 W 59.79710	0.0025	512	6.413	2650
39.5	S 1.77293 W 59.69620	0.0035	358.6	2.112	7600
53.6	S 1.49999 W 59.82240	0.0013	817.7	3.641	1280
54.8	S 1.50939 W 59.80537	0.0022	342.1	5.137	1500
85	S 1.67603 W 59.64844	0.0919	1358.8	7.964	600
98.6	S 1.69761 W 59.61045	0.0056	527.3	3.905	2700
126	S 1.83297 W 59.68869	0.0358	524.5	0.022	11300
190	S 1.73582 W 59.72436	0.1431	736.9	4.73	7500
213	S 1.69513 W 59.78143	0.0659	251.9	1.848	13000
218	S 1.74622 W 59.43991	0.2619	531.5	1.001	13000
312	S 1.73732 W 59.42350	0.1845	1138.8	0.253	15200
475	S 1.66777 W 59.70854	0.0538	232.1	10.483	4280
690	S 1.73506 W 59.70361	0.1510	173.8	4.037	4800
1012	S 1.49999 W 59.85231	0.0205	77	0.011	550
1466	S 1.79955 W 59.51557	0.0850	88	0.011	3250
1815	S 1.61224 W 59.63517	0.2227	49.5	3.641	4500
FCA	S 1.83026 W 59.70065	-	-	-	-
FCB	S 1.74244 W 59.41692	-	-	-	-
FCC	S 1.45068 W 59.84426	-	-	-	-

*O nome das ilhas correspondem a suas respectivas áreas em hectares, FC=floresta contínua, MPI=Índice de proximidade média, MNN=Distância média às áreas adjacentes, DC= Menor distância ao continente, DR= Menor distância ao rio

Apêndice II

Figura 13: Conjuntos comparativos de ilhas



1. Conjunto A (7 ilhas): área total 225 ha, raio 2.200m; 2. Conjunto B (4 ilhas): área total 93.2 ha, raio 1.300 ha; 3. Conjunto C (2 ilhas): área 530 ha, raio 1.500m; 4. Conjunto D (4 ilhas): área 1.440 ha, raio 6.000m. Ilhas dos conjuntos representadas em cinza escuro.



ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DO INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA.

Aos 30 dias do mês de julho do ano de 2010, às 09:00 horas, na sala de aula do Programa de Pós-Graduação em Ecologia PPG-ECO/INPA, reuniu-se a Comissão Examinadora de Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: **Dra. Tânia Margarete Sanaiotti**, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, **Dr. Renato Cintra Soares**, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, **Dr. Paulo Estefano Dineli Bobrowiec**, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, tendo como suplentes o Dra. Astrid Oliveira Wittmann, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, e o Dr. Jansen Alfredo Sampaio Zuanon, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, sob a presidência do(a) primeiro(a), a fim de proceder a arguição pública da **DISSERTAÇÃO DE MESTRADO** de **MARCO AURÉLIO DA SILVA**, intitulada "Efeitos da insularização sobre guildas de aves em ilhas do reservatório da UHE Balbina na Amazônia brasileira", orientado pela Dra. Marina Anciães, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.

Após a exposição, o(a) discente foi argüido(a) oralmente pelos membros da Comissão Examinadora, tendo recebido o conceito final:

APROVADO(A) REPROVADO(A)
 POR UNANIMIDADE POR MAIORIA

Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que, após lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Comissão Examinadora.

Dr(a). Tânia Margarete Sanaiotti

Dr(a). Renato Cintra Soares

Dr(a). Paulo Estefano Dineli Bobrowiec

Claudia Keller
Coordenação do PPG ECO/INPA

Beatriz Rochi Teles
Coordenação de Capacitação do INPA

AULA DE QUALIFICAÇÃO

PARECER

Aluno(a): MARCO AURELIO DA SILVA
Curso: ECOLOGIA
Nível: MESTRADO
Orientador(a): MARINA ANCIÃES

TÍTULO

Efeitos da insularização sobre a avifauna em ilhas do reservatório da UHE Balbina na Amazônia brasileira*.



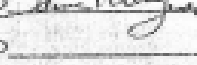
BANCA JULGADORA

TITULARES:

José Luis Camargo (PDBFF/INPA)
Sérgio Borges (INPA)
Tânia Sanaletti (INPA)

SUPLENTES:

Flávia Costa (INPA)
Renato Cintra (INPA)

EXAMINADORES	PARECER	ASSINATURA
José Luis Camargo (PDBFF/INPA)	<input checked="" type="checkbox"/> Aprovado () Reprovado	
Sérgio Borges (INPA) FVA	<input checked="" type="checkbox"/> Aprovado () Reprovado	
Tânia Sanaletti (INPA)	<input checked="" type="checkbox"/> Aprovado () Reprovado	
Flávia Costa (INPA)	<input type="checkbox"/> Aprovado () Reprovado	
Renato Cintra (INPA)	<input type="checkbox"/> Aprovado () Reprovado	

Manaus(AM), 08 de abril de 2008

BS: O ALUNO DISCORDEU DE FORMA SATISFATORIA DEU
O TEMPO REGULAMENTAR A BANCA SUGERE QUE O AL
AMPLIE A REVISÃO DE LIGATURA PARA AMBIENTES
AQUÁTICOS, HISTÓRIA DA ÁREA DE ESTUDO, E SÍST
PE HIDROELÉTRICA.

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA TROPICAL E SUAS ÁREAS RELACIONADAS - PPG-ECO/INPA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA - PPG-ECO/INPA

Av. Etelvino Neves, 2229 - Bairro: Adrianópolis - Caixa Postal: 478 - CEP: 69.011-870, Manaus/AM.

Fone: (+55) 92 3843-1908
site: <http://pg.inpa.gov.br>

Fax: (+55) 92 3843-1909
e-mail: pgeco@inpa.gov.br

Avaliação de dissertação de mestrado

Título: Efeitos da insularização sobre guildas de aves em ilhas do reservatório da UHE Balbina na Amazônia brasileira

Aluno: MARCO AURÉLIO DA SILVA

Orientador: Marina Anciães

Co-orientador: -----

Avaliador: Cintia Cornelius

Por favor, marque a alternativa que considerar mais apropriada para cada item abaixo, e marque seu parecer final no quadro abaixo

	Muito bom	Bom	Necessita revisão	Reprovado
Relevância do estudo	(X)	()	()	()
Revisão bibliográfica	()	(X)	()	()
Desenho amostral/experimental	()	(X)	()	()
Metodologia	()	()	(X)	()
Resultados	()	()	(X)	()
Discussão e conclusões	()	()	(X)	()
Formatação e estilo texto	()	(X)	()	()
Potencial para publicação em periódico(s) indexado(s)	()	(X)	()	()

PARECER FINAL

() Aprovada

(X) Aprovada com correções (indica que as modificações mesmo extensas podem ser incluídas a juízo do orientador)

() Necessita revisão (indica que há necessidade de uma reformulação do trabalho e que o revisor quer avaliar a nova versão do trabalho antes de emitir uma decisão final)

() Reprovada (indica que o trabalho não tem o nível de qualidade adequado para uma tese)

Manaus, 29 de abril de 2010

Local

Data

Cintia Cornelius
Assinatura

Comentários e sugestões podem ser enviados como uma continuação desta ficha, como arquivo separado ou como anotações no texto impresso ou digital da dissertação. Por favor, envie a ficha assinada, bem como a cópia anotada da dissertação e/ou arquivo de comentários por e-mail para pgecologia@gmail.com e claudiakeller23@gmail.com ou por correio ao endereço abaixo. O envio por e-mail é preferível ao envio por correio. Uma cópia digital de sua assinatura será válida.

Endereço para envio de correspondência:

Claudia Keller
DCEC/CPEC/INPA
CP 478
69011-970 Manaus AM
Brazil

Avaliação de dissertação de mestrado

Título: Efeitos da insularização sobre guildas de aves em ilhas do reservatório da UHE Balbina na Amazônia brasileira

Aluno: MARCO AURÉLIO DA SILVA

Orientador: Marina Anciães

Co-orientador: -----

Avaliador: Gonçalo Ferraz

Por favor, marque a alternativa que considerar mais apropriada para cada item abaixo, e marque seu parecer final no quadro abaixo

	Muito bom	Bom	Necessita revisão	Reprovado
Relevância do estudo	()	()	(X)	()
Revisão bibliográfica	()	()	(X)	()
Desenho amostral/experimental	()	(X)	()	()
Metodologia	()	()	(X)	()
Resultados	()	()	(X)	()
Discussão e conclusões	()	()	(X)	()
Formatação e estilo texto	()	()	(X)	()
Potencial para publicação em periódico(s) Indexado(s)	()	()	(X)	()

PARECER FINAL

() Aprovada

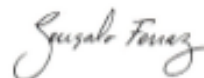
(X) Aprovada com correções (Indica que as modificações mesmo extensas podem ser incluídas a juízo do orientador)

() Necessita revisão (Indica que há necessidade de uma reformulação do trabalho e que o revisor quer avaliar a nova versão do trabalho antes de emitir uma decisão final)

() Reprovada (Indica que o trabalho não tem o nível de qualidade adequado para uma tese)

São Paulo

18 de Maio de 2010



Local

Data

Assinatura

Comentários e sugestões podem ser enviados como uma continuação desta ficha, como arquivo separado ou como anotações no texto impresso ou digital da dissertação. Por favor, envie a ficha assinada, bem como a cópia anotada da dissertação e/ou arquivo de comentários por e-mail para pgecologia@gmail.com e claudiakeller23@gmail.com ou por correio ao endereço abaixo. O envio por e-mail é preferível ao envio por correio. Uma cópia digital de sua assinatura será válida.

Avaliação de dissertação de mestrado

Título: Efeitos da insularização sobre guildas de aves em ilhas do reservatório da UHE Balbina na Amazônia brasileira

Aluno: MARCO AURÉLIO DA SILVA

Orientador: Marina Anciães

Co-orientador: -----

Avaliador: Eduardo Venticinque

Por favor, marque a alternativa que considerar mais apropriada para cada item abaixo, e marque seu parecer final no quadro abaixo

	Muito bom	Bom	Necessita revisão	Reprovado
Relevância do estudo	(X)	()	()	()
Revisão bibliográfica	()	(X)	()	()
Desenho amostral/experimental	()	()	(X)	()
Metodologia	()	()	(X)	()
Resultados	()	()	(X)	()
Discussão e conclusões	()	()	(X)	()
Formatação e estilo texto	()	(X)	()	()
Potencial para publicação em periódico(s) indexado(s)	(X)	()	()	()

PARECER FINAL

() **Aprovada**

(X) **Aprovada com correções** (indica que as modificações mesmo extensas podem ser incluídas a juízo do orientador)

() **Necessita revisão** (indica que há necessidade de uma reformulação do trabalho e que o revisor quer avaliar a nova versão do trabalho antes de emitir uma decisão final)

() **Reprovada** (indica que o trabalho não tem o nível de qualidade adequado para uma tese)

Manaus, 16 de maio de 2010



Assinatura

Comentários e sugestões podem ser enviados como uma continuação desta ficha, como arquivo separado ou como anotações no texto impresso ou digital da dissertação. Por favor, envie a ficha assinada, bem como a cópia anotada da dissertação e/ou arquivo de comentários por e-mail para pgecologia@gmail.com e claudiakeller23@gmail.com ou por correio ao endereço abaixo. O envio por e-mail é preferível ao envio por correio. Uma cópia digital de sua assinatura será válida.

Endereço para envio de correspondência:

Claudia Keller
DCEC/CPEC/INPA
CP 478
69011-970 Manaus AM